

AS CARACTERÍSTICAS DA FRACÇÃO ORGÂNICA DOS RSU RECOLHIDOS
SELECTIVAMENTE NA ÁREA METROPOLITANA DE LISBOA E A SUA INFLUÊNCIA NO
COMPORTAMENTO DO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA

FILIPA DE SOUSA E BRITO VAZ

Dissertação apresentada na Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa para obtenção
do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, perfil Engenharia Sanitária.

Orientadora: Prof.^ª Doutora Ana Isabel Espinha da Silveira

Lisboa

2009

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer, em primeiro lugar, à Prof.^a Doutora Ana Silveira por ter aceite ser minha orientadora e pelo modo como conduziu esta dissertação.

Agradeço do mesmo modo à Eng. Anália Torres por ter tornado possível a realização deste trabalho e ao Eng. Luís Alves, então na Valorsul, que reconheceu a importância do tema e autorizou a utilização de informação da Empresa.

Não posso deixar ainda de exprimir o meu agradecimento à Dra. Constança Neiva Correia, por toda a informação disponibilizada e pelas valiosas opiniões transmitidas.

À Dra. Maria Inês Baeta Neves e ao Diogo Vidal pelos esclarecimentos prestados relativos aos métodos analíticos utilizados e procedimentos de caracterização de resíduos.

A todos os colegas da Valorsul pelo apoio e incentivo.

Ao meu amigo Gonçalo Lobo pela disponibilidade e ajuda preciosa na pesquisa bibliográfica.

À minha irmã Inês e aos meus amigos Nana e John por todo o apoio prestado.

SUMÁRIO

O presente trabalho teve como objectivo o estudo das características físico-químicas dos resíduos processados na Estação de Tratamento e Valorização Orgânica da Valorsul (ETVO) e a sua influência no desempenho do processo de Digestão Anaeróbia (DA). Pretendeu também avaliar as causas da discrepância verificada entre os valores de projecto e os valores reais, no que diz respeito à produção de biogás e de composto. Atendendo às características dos resíduos processados na ETVO, foi por último investigada a viabilidade da eliminação ou simplificação do processo de compostagem do digerido, no que se refere à qualidade do composto, e o seu impacto económico, em termos de poupanças no investimento.

No que diz respeito aos resultados obtidos, conclui-se que os resíduos entregues na Valorsul apresentam um teor em putrescíveis elevado entre 90% e 92%. O Teor de Sólidos Voláteis (TVS- *Total Volatile Solids*) é superior ao previsto, permitindo a obtenção de rendimentos de produção de biogás superiores aos que foram projectados.

A variação sazonal da temperatura exterior aparentemente não tem influência nas características da Fracção Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos (OFMSW - *Organic Fraction of Municipal Solid Waste*).

A comparação das características dos resíduos entre tipologias de recolha distintas permitiu concluir que a OFMSW proveniente de esquemas de recolha indiferenciada apresenta um teor de putrescíveis e de TVS mais baixo que a OFMSW obtida a partir de recolha selectiva, como é o caso da Valorsul. A variação das características do substrato tem implicações no comportamento do processo de digestão anaeróbia com a obtenção de menores rendimentos de produção de biogás nos resíduos provenientes de recolha indiferenciada.

Na Valorsul, o aumento da produção de biogás tem como consequência a produção de menores quantidades de composto encontrando-se, por esse motivo, a linha sobredimensionada a jusante da digestão. Assim, conclui-se sobre a necessidade de redimensionamento da linha a partir da redução e simplificação dos processos de compostagem.

Estas discrepâncias entre os dados previstos no projecto e os dados reais, tanto ao nível das características do substrato processado, como em termos do comportamento do processo de digestão anaeróbia podem estar relacionadas com o facto de os pressupostos de dimensionamento da instalação terem sido baseados apenas no histórico dos resultados de países do Norte da Europa com origens e características de resíduos distintas. Com efeito, naqueles países constata-se que a fracção de resíduos de jardim, não existente nos resíduos recolhidos pela Valorsul, constitui uma fatia considerável e conduz a diferentes resultados de processo.

A confirmação da necessidade de redimensionamento da linha quando se importa a tecnologia do Norte da Europa para o Sul poderá ter implicações na componente económico-financeira, por permitir a redução dos custos de investimento.

ABSTRACT

This report aimed to study the physical and chemical characteristics of the waste processed in the Anaerobic Digestion Plant of Valorsul (ETVO) and its influence on the performance of the anaerobic digestion process.

This study evaluated the causes of the discrepancy observed between the design values and the actual figures, regarding biogas and compost production. The study also aimed to assess the viability of reducing or simplifying the processes after digestion, for the same compost quality, and its economic impact in the investment savings.

In terms of the results, it can be concluded that the waste delivered to Valorsul, contains a higher putrescible content between 90% and 92%. The content of Total Volatile Solids (TVS) is higher than expected, which allows the achievement of higher biogas production yields.

The seasonal variation of external temperature seems not to affect the Organic Fraction of Municipal Solid Waste (OFMSW) characteristics.

The comparison of the characteristics of waste between different types of collection indicates that the OFMSW from mixed collection schemes shows a lower content of putrescibles and TVS than the OFMSW from selective collection schemes, as the case of Valorsul. These variations on the substrate characteristics have implications for the performance of the anaerobic digestion process with the production of lower biogas yields in the OFMSW from mixed collection.

In Valorsul, the increased production of biogas originates smaller quantities of compost and for that reason the process line is oversized in the processes that take place after the digestion step. The study therefore concludes about the need to resize the line, in terms of reduction and simplification of processes for the composting phase. These discrepancies between the data provided in the project and the real data, related with the characteristics of the substrate and with the process performance may be due to the fact that the designs assumptions, eventually, have been based only on historical results from facilities located in the North of Europe, with different origins and waste characteristics. In these countries the fraction of garden wastes, that do not exists in the waste collected by Valorsul, represents a considerable amount and leads to different process results.

The confirmation of these assumptions implicates the need for resizing these process lines when importing this technology from the Northern part of Europe to the South. These modifications may have implications in economic and financial aspects promoting a reduction of the investment costs.

SIMBOLOGIA E NOTAÇÕES

APA – Agência Portuguesa do Ambiente

ALK - Alcalinidade

BOD₅ - Carência Bioquímica de Oxigénio (*Biochemical Oxygen Demand*)

CC – Compostagem Caseira

CDR – Combustível Derivado de Resíduos

COD – Carência Química de Oxigénio (*Chemical Oxygen Demand*)

COD diss - Carência Química de Oxigénio dissolvido (*Chemical Oxygen Demand dissolved*)

DA - Digestão Anaeróbia

EGF – Empresa Geral do Fomento

ENRRUBDA – Estratégia Nacional para a Redução de Resíduos Urbanos Biodegradáveis Destinados aos Aterros

ETVO – Estação de Tratamento e Valorização Orgânica

GPR - Taxa de produção de biogás (*Gas Production Rate*)

H₂S – Sulfureto de Hidrogénio

HRT - Tempo de Retenção Hidráulico (*Hydraulic Retention Time*)

MARL – Mercado Abastecedor da Região de Lisboa

MC-OFMSW – Fracção orgânica dos resíduos sólidos urbanos obtida através de processos de separação mecânicos (*Mechanical Sorting of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste*)

N – Azoto

NH₃ - Amoníaco

NH₄ - Amónia

OFMSW – Fracção orgânica dos resíduos sólidos urbanos (*Organic Fraction of Municipal Solid Waste*)

OLR - Carga Orgânica (*Organic Loading Rate*)

P – Fósforo

PERSU – Plano Estratégico de Resíduos Sólidos Urbanos

PETQUC - Proposta de Especificações Técnicas sobre a Qualidade e Utilização do Composto

RSU - Resíduos Sólidos Urbanos

RUB – Resíduos Urbanos Biodegradáveis

SC-OFMSW – Recolha selectiva da fracção orgânica dos RSU (*Separate Collection of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste*)

SGP - Taxa específica de produção de biogás (*Specific Gas Production*)

SRT - Tempo de Retenção de Sólidos (*Solids Retention Time*)

SS-OFMSW – Separação na fonte da fracção organica dos RSU (*Source Sorting of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste*)

TMB – Tratamento Mecânico e Biológico

TOC – Carbono Orgânico Total (*Total Organic Carbon*)

TS – Sólidos Totais (*Total Solids*)

TVS – Sólidos Voláteis Totais (*Total Volatile Solids*)

UE – União Europeia

VALORSUL – Valorização e Tratamento de Resíduos Sólidos da Área Metropolitana de Lisboa (Norte), S.A.

VFA - Ácidos gordos voláteis (*Volatile Fatty Acids*)

WD – *Segundo draft do documento de trabalho referente ao tratamento de resíduos biodegradáveis (Working Document Biological Treatment of Biowaste, Second draft)*

ÍNDICE DE MATÉRIAS

1. INTRODUÇÃO	1
1.1. DEFINIÇÃO DO PROBLEMA E RELEVÂNCIA DO TEMA.....	1
1.2. OBJECTIVOS.....	2
1.3. ENQUADRAMENTO GERAL	2
1.4. ENQUADRAMENTO LEGAL	4
1.4.1. <i>Legislação Europeia</i>	4
1.4.2. <i>Legislação Nacional</i>	5
1.5. ORGANIZAÇÃO DO TRABALHO	11
2. FUNDAMENTOS TEÓRICOS	13
2.1. INTRODUÇÃO	13
2.2. FACTORES QUE INFLUENCIAM O PROCESSO DE DA	15
2.2.1. <i>Factores ambientais</i>	15
2.2.2. <i>Factores de controlo – Parâmetros operacionais</i>	19
2.3. TIPOS DE DIGESTORES ANAERÓBIOS DE RESÍDUOS SÓLIDOS	25
2.3.1. <i>Via seca vs Via húmida</i>	25
2.3.2. <i>Uma versus duas fases</i>	26
2.3.3. <i>Instalações mesofílicas vs termofílicas</i>	27
2.3.4. <i>Tipos de tecnologias - perspectiva comercial</i>	29
3. CASO DE ESTUDO: A ESTAÇÃO DE TRATAMENTO E VALORIZAÇÃO ORGÂNICA DA VALORSUL	35
3.1. DESCRIÇÃO DA INSTALAÇÃO	35
3.2. O PROGRAMA + VALOR	41
3.3. METODOLOGIA	43
3.3.1. <i>Caracterização física da fracção orgânica dos RSU recolhidos selectivamente</i>	43
3.3.2. <i>Caracterização química da fracção orgânica dos RSU recolhidos selectivamente</i>	46
3.3.3. <i>Controlo Analítico do processo – plano de amostragem</i>	47
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	52
4.1. CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DOS RESÍDUOS.....	52
4.2. COMPOSIÇÃO FÍSICO-QUÍMICA.....	57
4.3. VARIAÇÃO SAZONAL DAS CARACTERÍSTICAS DOS RESÍDUOS.....	61
4.4. AS CARACTERÍSTICAS DOS RESÍDUOS E O COMPORTAMENTO DO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	64
4.5. COMPARAÇÃO DOS VALORES REAIS FACE AOS VALORES DE PROJECTO	68
4.6. VERIFICAÇÃO DA NECESSIDADE DE REDIMENSIONAMENTO DE PROCESSOS.....	72
5. CONCLUSÕES, PRINCIPAIS LIMITAÇÕES E ORIENTAÇÕES FUTURAS.....	83
5.1. CONCLUSÕES	83
5.2. PRINCIPAIS LIMITAÇÕES E ORIENTAÇÕES FUTURAS	86
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	89

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 1.1. – Evolução da capacidade de tratamento da tecnologia de DA.	3
Quadro 1.2. – Quantitativos de RUB admissíveis em aterro.....	5
Quadro 2.1. – Cinco anos de desenvolvimento (via húmida vs via seca)	26
Quadro 2.2. - Vantagens e desvantagens de um processo composto por duas fases.....	26
Quadro 2.3. – Cinco anos de desenvolvimento (uma fase vs duas fases)	27
Quadro 2.4. - 5 anos de desenvolvimento (mesofílico vs termofílico, 1 fase vs 2 fases, via seca vs via húmida)	28
Quadro 2.5. - Tecnologias de DA.....	29
Quadro 3.1. - Distribuição dos quantitativos de recolha OFMSW face ao planeado para os anos de 2006, 2007 e 2008.....	43
Quadro 3.2. - Caracterização física. Classificação dos diversos constituintes.	46
Quadro 3.3. - Parâmetros e métodos de referência utilizados nas análises realizadas em laboratório externo.	47
Quadro 3.4. - Plano de Análises Semanal Laboratório ETVO – Parâmetros Analisados	48
Quadro 3.4. - (Continuação). Plano de Análises Semanal Laboratório ETVO – Parâmetros Analisados.	49
Quadro 3.5. - Plano de Análises Semanal Laboratório ETVO – Frequência de Amostragem.....	49
Quadro 3.5. - (Continuação). Plano de Análises Semanal Laboratório ETVO – Frequência de Amostragem.....	50
Quadro 4.1. - Caracterização de resíduos em 2006 e 1º semestre de 2007 – dados gerais.....	53
Quadro 4.2. - Caracterização física por linha de processamento. Resumo das campanhas de 2006.54	
Quadro 4.3. - Caracterização física por linha de processamento. Resumo das campanhas 1º semestre de 2007.....	55
Quadro 4.4. - Percentagem de putrescíveis em função da tipologia de recolha da OFMSW.....	56
Quadro 4.5. - Composição físico-química da OFMSW recebida na ETVO.....	57
Quadro 4.6. - Composição físico-química da OFMSW - comparação bibliográfica	58
Quadro 4.7. - Comparação bibliográfica do desempenho de diversos sistemas de DA, tendo em conta diferentes origens de substratos (SC-OFMSW, SS-OFMSW e MC-OFMSW) e diferentes condições de processo.	66
Quadro 4.8. - Parâmetros do desempenho do processo de digestão	70
Quadro 4.9. - Características do composto final da ETVO.	75
Quadro 4.10. – Grau de Maturação.	75
Quadro 4.11. - Resumo da Qualidade do Composto à Saída dos Túneis de Compostagem entre 2007 e 2008.....	80
Quadro 4.12. - Determinação dos custos de investimento em instalações de compostagem.....	82

ANEXOS

Anexo I – Resultados da caracterização física de resíduos.....	95
Quadro I.1 - Distribuição por origem e por linha dos valores obtidos nas campanhas realizadas em 2006.....	96
Quadro I.2 - Distribuição por origem e por linha dos valores obtidos nas campanhas realizadas em 2007.....	97
Quadro I.3 – Quantitativos de OFMSW recolhidos por origem em 2006 e 1º semestre de 2007.....	98
Anexo II – Composição físico-química da SC- OFMSW.....	99
Quadro II.1 - Resultados das campanhas exteriores de determinação da composição físico-química dos resíduos entregues na ETVO.....	100
Anexo III – Evolução das características físico-químicas da SC-OFMSW com a variação da temperatura exterior.....	101

Quadro III.1 - Evolução das características físico-químicas da SC-OFMSW com a variação da temperatura exterior durante 2007 (valores médios mensais).....	102
Quadro III.2 - Evolução das características físico-químicas da OFMSW com a variação da temperatura exterior.....	102
Anexo IV – Exercício de determinação dos custos de investimento.....	103
Quadro IV.1. Determinação dos custos de investimento em instalações de compostagem.....	104

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. – Gestão de RSU (Entradas) – Evolução de Quantitativos – Cenário Moderado (valores em 10^3t).....	7
Figura 1.2. – Gestão de RSU (Entradas) – Evolução de quantitativos - Cenário Optimista (valores em 10^3t).....	8
Figura 1.3. – Gestão de RSU (Saídas) – Cenário Moderado	9
Figura 1.4. – Gestão de RSU (Saídas) – Cenário Optimista	10
Figura 1.5. – Investimento Adicional no Sector no período 2007/2016	11
Figura 2.1. - Esquema do processo de digestão anaeróbia - os valores indicam fluxo de substrato na forma de COD ou equivalente em metano e são expressos em percentagem.	14
Figura 2.2. - Conversão de NH_4 em NH_3 em função do pH e da temperatura	17
Figura 2.3. - Gamas de temperatura para os processos de digestão anaeróbia. Condições óptimas – temperatura mesofílica: 30-35°C e temperatura termofílica: 55-60°C.	19
Figura 2.4. - Variação dos parâmetros pH e alcalinidade em função da concentração de VFA do meio	23
Figura 2.5. – Processos de digestão anaeróbia mesofílicos (35–40°C) vs termofílicos (50–55°C) ...	28
Figura 2.6. - Esquema do processo da tecnologia BTA.	30
Figura 2.7. - Pré-Tratamento BTA – “Pulper” e hidrociclone.	30
Figura 2.8. - Esquema do processo da tecnologia DRANCO.....	31
Figura 2.9. - Esquema do processo da tecnologia KOMPOGAS	32
Figura 2.10. - Pormenor do interior do digestor da tecnologia KOMPOGAS.....	32
Figura 3.1. - Diagrama de processo da ETVO.	35
Figura 3.2. - Esquema da zona de recepção.....	36
Figura 3.3. - Esquema da zona de pré-tratamento.	37
Figura 3.4. - Esquema da zona de digestão, tratamento do biogás e desidratação	39
Figura 3.5. - Esquema da zona de compostagem.....	40
Figura 3.6. - Esquema da zona de afinação e produção do composto final.	41
Figura 3.7. - Instruções de deposição do Programa+ valor.....	42
Figura 3.8. - Procedimentos de recolha e análise da amostra segundo a metodologia.	45
Figura 4.1. - Variação dos teores de TS e TVS em função da tipologia de recolha da OFMSW.	60
Figura 4.2. - Variação dos teores de TVS em função da origem da OFMSW.	60
Figura 4.3. - Variação dos teores de TS e TVS ao longo do ano em Tilburg e a sua influência na produção de biogás (Nm^3/Mg resíduos à entrada).....	61
Figura 4.4. - Evolução das características físico-químicas da SC-OFMSW com a variação da temperatura exterior durante 2007 (valores médios mensais).....	63
Figura 4.5. - Evolução das características da OFMSW com a variação da temperatura exterior. ...	63
Figura 4.6. - Variação da OLR e SGP em função do tipo de substrato processado.	67
Figura 4.7. - SGP vs OLR em função do tipo de substrato processado.....	68
Figura 4.8. - Diferenças entre TS e TVS – valores reais vs valores de projecto até à fase de digestão.	69
Figura 4.9. - Diferenças entre TS e TVS – valores reais vs valores de projecto após a fase de digestão.	71

1. Introdução

1.1. Definição do problema e relevância do tema

A gestão dos resíduos tornou-se nas últimas décadas uma das maiores preocupações ambientais. A escassez da terra e a contaminação do ar e da água, a partir das emissões de biogás e lixiviados, respectivamente, fez com que a deposição em aterro, que inicialmente era o principal método/solução utilizado(a) na gestão de resíduos, deixasse de ser considerada à escala europeia como uma opção de tratamento (Hartmann and Ahring, 2005).

Ao nível da legislação comunitária, a Directiva-Quadro dos Resíduos nº 2008/98/CE, de 19 de Novembro, define a criação de uma hierarquia de gestão de resíduos, assente em cinco patamares, a serem tidos em conta pelos governos de acordo com a seguinte ordem de prioridades: o mais importante consiste na prevenção da produção de resíduos, seguido da reutilização, reciclagem e outras formas de recuperação, sendo a deposição em aterro a última opção a ser considerada.

Por outro lado, a Directiva 1999/31/CE do Conselho, de 26 de Abril, relativa à deposição em aterro, transposta pelo Decreto-Lei n.º 152/2002, de 23 de Maio, define os objectivos de desvio de resíduos urbanos biodegradáveis de aterro.

Neste contexto, o tratamento biológico da fracção orgânica dos RSU (OFMSW) constitui uma solução necessária a ter em conta na gestão de resíduos, ao promover a redução da matéria orgânica, através dos processos de estabilização e de recuperação de nutrientes, se o produto final for utilizado como correctivo orgânico. A digestão anaeróbia (DA) assume particular destaque por utilizar ainda o conteúdo energético dos resíduos, convertendo-o numa fonte de energia na forma de metano (Hartmann and Ahring, 2005).

Por forma a dar cumprimento às directrizes europeias, Portugal tem vindo a elaborar documentos estratégicos que visam garantir o desvio dos quantitativos de OFMSW depositada em aterro e que prevêem a construção de novas unidades de valorização orgânica a partir dos processos de DA e de compostagem. Entre aqueles documentos é de realçar o Plano Estratégico de Resíduos Sólidos Urbanos (PERSU II).

Tendo em vista estes objectivos, a Estação de Tratamento e Valorização Orgânica (ETVO) do sistema multimunicipal de valorização e tratamento de resíduos sólidos - Valorsul SA, constitui a primeira instalação de DA em Portugal. Esta instalação, que combina os processos de DA e de compostagem, recebe a OFMSW recolhida selectivamente em grandes centros de produção, doravante designada por SC – OFMSW¹ (*Separate Collection of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste*) produzindo biogás, que é convertido em energia eléctrica e composto para

¹ Na identificação da tipologia de resíduos orgânicos será utilizada a terminologia anglo-saxónica, por ser a constante da bibliografia, com o objectivo de facilitar a comparação de resultados entre instalações.

aplicação nos solos como correctivo orgânico natural. Esta instalação apresenta uma capacidade de tratamento actual de 40 000 Mg/ano, prevendo-se o alargamento numa segunda fase para 60 000 Mg/ano. A primeira recepção de resíduos na ETVO ocorreu em Fevereiro de 2005, funcionando em contínuo desde Outubro de 2006.

O interesse pelo tema da presente dissertação surge das diferenças que têm vindo a ser obtidas nos parâmetros de operação da ETVO, face ao que seria previsível tendo por base os pressupostos de dimensionamento que foram considerados na fase de concepção da instalação. Estas diferenças têm implicações na linha de tratamento actual, principalmente nos processos que se situam a jusante da digestão. Por outro lado, importa também referir que a tecnologia de DA é de origem alemã e que na altura de desenvolvimento do projecto de concepção da unidade se encontrava maioritariamente localizada nos países do Norte da Europa. Deste modo, considera-se que os resultados obtidos no presente trabalho poderão assumir relevância na fase de concepção de instalações de tecnologia equivalente, que apresentem as mesmas características de resíduos orgânicos recolhidos selectivamente e que estejam situadas em países do Sul da Europa, com condições climáticas semelhantes.

1.2. Objectivos

Como objectivos do presente trabalho destacam-se os seguintes:

- i) O estudo das características físico-químicas dos resíduos processados na Estação de Tratamento e Valorização Orgânica da Valorsul (ETVO) e a sua influência no desempenho do processo de Digestão Anaeróbia (DA);
- ii) A comparação dos resultados obtidos na ETVO com instalações de tecnologia semelhante e análise da variação do desempenho do processo de digestão em função do tipo de resíduos processados provenientes de diferentes esquemas de recolha, selectiva e indiferenciada;
- iii) A avaliação das causas das discrepâncias verificadas entre os valores de projecto e os valores reais, no que diz respeito à produção de biogás e de composto e à ocorrência de problemas e avarias;
- iv) A conclusão sobre a necessidade de redimensionamento e simplificação da linha de tratamento actual, para as mesmas garantias de qualidade do composto final, e a avaliação do seu impacto económico, em termos de poupanças no investimento.

1.3. Enquadramento geral

O processo de digestão anaeróbia da fracção orgânica dos RSU foi desenvolvido há mais de 20 anos, apesar do seu crescimento/expansão ter ocorrido apenas a partir de meados dos anos 90 (De Baere and Mattheeuws, 2008).

De acordo com os mesmos autores, a implementação deste processo para tratamento da fracção orgânica de RSU poderá ser considerada como a tecnologia que registou um maior desenvolvimento nas últimas duas décadas, sendo nos dias de hoje e à escala europeia uma das principais soluções para o tratamento da fracção orgânica dos RSU (OFMSW).

Com efeito, em termos da evolução da digestão anaeróbia na Europa assistiu-se a um aumento da sua capacidade de tratamento. Enquanto que em 1990 a capacidade instalada era de 87 000 Mg/ano, assegurada pela existência de três instalações, a tendência de crescimento verificada aponta para a existência de 171 instalações em 2010, o que equivale a uma capacidade de tratamento total de 5 204 000 Mg/ano, distribuída por 17 países europeus (De Baere and Mattheeuws, 2008).

Entre 1991 e 1995, verificou-se um incremento anual de capacidade de 38 000 Mg/ano que assumiu o valor de 223 500 Mg/ano entre 1996 e 2000. Entre 2001 e 2005, atingiu-se novo patamar com um aumento anual de capacidade para 415 590 Mg/ano. No período compreendido entre 2006 e 2010 prevê-se uma capacidade de tratamento anual de 345 540 Mg/ano, equivalente à construção de 11 instalações por ano com uma capacidade média de tratamento por instalação de 31 413 Mg/ano (Quadro 1.1.) (De Baere and Mattheeuws, 2008).

Quadro 1.1. – Evolução da capacidade de tratamento da tecnologia de DA (adaptado de De Baere and Mattheeuws, 2008).

5 anos de desenvolvimento (indicadores)	1991-1995	1996-2000	2001-2005	2006-2010
Instalações construídas	15	44	54	55
Instalações/ano	3	8,8	10,8	11
Capacidade instalada (Mg)	194 000	1 117 500	2 077 950	1 727 700
Capacidade instalada/ano (Mg)	38 800	223 500	415 590	345 540
Capacidade média de tratamento (Mg)	12 933	25 398	38 481	31 413

Ao nível dos diversos países, de referir que na Alemanha têm vindo a ser construídas diversas instalações de DA, prevendo-se que até ao final de 2010 seja atingida uma capacidade anual de tratamento de 1 531 555 Mg/ano, distribuída por 69 instalações. Em Espanha, será atingida uma capacidade de 1,319,000 Mg/ano, disponível com apenas 24 instalações, o que significa que a capacidade de tratamento das DA na Alemanha é menor que em Espanha. Com efeito, na Alemanha verifica-se a obtenção de uma capacidade anual de 22 196 Mg/ano enquanto que em Espanha, por serem mais recentes, as instalações apresentam uma capacidade de tratamento

superior, de 67 900 Mg/ano. Apesar da tendência de aumento da capacidade instalada (por questões de economia de escala) ter vindo a abrandar, é de salientar que diversas instalações de grande capacidade têm sido implementadas ou estão planeadas para vários países, como Espanha, França e Reino Unido, onde a separação selectiva de OFMSW é menos encorajada ou imposta, sendo instalações destinadas ao tratamento da fracção indiferenciada de RSU (De Baere and Mattheeuws, 2008).

Assim, nos países onde a separação na fonte é menos comum, assiste-se à centralização dos processos de separação mecânica e tratamento biológico da fracção orgânica de RSU, que têm vindo a ser adoptados por diversos governos, como é o caso de Portugal e de Espanha, constituindo um tratamento alternativo para dar cumprimento aos objectivos de desvio de RUB de aterro, em conformidade com as imposições legais da Directiva 1999/31/CE do Conselho, de 26 de Abril. Esta combinação de processos constitui o chamado Tratamento Mecânico e Biológico (TMB).

1.4. Enquadramento legal

1.4.1. Legislação Europeia

No que diz respeito ao enquadramento legislativo europeu ao nível da UE, assume particular relevo a Directiva-Quadro dos Resíduos nº 2008/98/CE, de 19 de Novembro, que vem rever os conceitos-chave da Directiva 2006/12/CE, de 5 de Abril (Comunicação da Comissão COM (2005) 667) e que propõe uma hierarquia de gestão de resíduos, em que a valorização orgânica constitui uma das opções de tratamento prioritárias.

De referir ainda a Directiva 1999/31/CE do Conselho, de 26 de Abril, relativa à deposição em aterro, transposta pelo Decreto-Lei n.º 152/2002, de 23 de Maio, que define os objectivos de desvio de resíduos urbanos biodegradáveis de aterro.

Em relação à legislação mais específica, aplicável aos subprodutos do processo de DA, é de referir a suspensão da proposta de directiva europeia sobre tratamento biológico de resíduos biodegradáveis - DGACE (2001). Working Document - Biological Treatment of Biowaste, Second draft (WD) – posição defendida pelo Comissário Europeu Stavros Dimas, por não considerar que a definição de esquemas de recolha selectiva de OFMSW constitua uma obrigação legal válida para todos os Estados Membros, uma vez que, segundo o Comissário, a escolha da tipologia da recolha e dos processos de tratamento dos resíduos orgânicos biodegradáveis deve depender das condições locais de cada país.

1.4.2. Legislação Nacional

Em termos de legislação nacional, é de fazer referência ao novo Regime Geral da Gestão dos Resíduos, aprovado pelo Decreto-lei n.º 178/2006, de 5 de Setembro, onde se determina a necessidade de elaboração de um plano específico de gestão de resíduos urbanos. Este plano foi concretizado pela Portaria n.º 187/2007, de 12 de Fevereiro, que veio aprovar o Plano Estratégico dos Resíduos Sólidos Urbanos (PERSU II), onde se procede à revisão das estratégias de planeamento da gestão de RSU inicialmente estabelecidas no primeiro PERSU, constituindo o novo referencial para os agentes do sector, entre os anos de 2007 e 2016.

No PERSU II procedeu-se à revisão da Estratégia Nacional para a Redução dos Resíduos Urbanos Biodegradáveis Destinados aos Aterro (ENRRUBDA), apresentada em Julho de 2003, em consequência das obrigações previstas na Directiva n.º 1999/31/CE, de 26 de Abril, relativa à deposição de resíduos em aterros, transposta para o direito nacional através do Decreto-Lei n.º 152/2002, de 23 de Maio, onde se encontram definidos os quantitativos específicos de RUB admissíveis em aterro, como se apresenta no Quadro 1.2.

Quadro 1.2. – Quantitativos de RUB admissíveis em aterro (PERSU II, 2007).

Data	Percentagem admissível em aterro	Quantitativos admissíveis (1) (Mg de RUB)
	Decreto-Lei n.º152/2002, de 23 de Maio	
Janeiro 2006	75% da quantidade total, em peso, dos RUB produzidos em 1995	1 689 540
Janeiro 2009	50% da quantidade total, em peso, dos RUB produzidos em 1995	1 126 360
Janeiro 2016	35% da quantidade total, em peso, dos RUB produzidos em 1995	788 452

(1) Admitindo que, de acordo com a Eurostat, em 1995 foram produzidos 2.252.720 Mg de RUB

Na ENRRUBDA assume particular destaque a Valorização Orgânica, por processos aeróbios e anaeróbios, em grande parte, com base na recolha selectiva de Resíduos Urbanos Biodegradáveis (RUB).

No entanto, uma vez que as conclusões preliminares dos estudos de base à implementação de sistemas de recolha selectiva de RUB apontaram, desde logo, para dificuldades na garantia de recolha selectiva dos quantitativos propostos respeitando a calendarização prevista, entendeu-se necessário proceder à revisão daquela Estratégia a aplicar para a gestão de RSU no curto prazo, sem prejuízo do cumprimento integral dos objectivos comunitários, nomeadamente de desvio de RUB de aterro. Sobre este assunto, importa salientar as dificuldades de preenchimento da capacidade instalada no arranque das primeiras unidades de valorização orgânica, da Lipor e VALORSUL, ambas

baseadas em RUB recolhidos selectivamente, que vieram reforçar a necessidade de revisão dos objectivos preconizados na ENRRUBDA.

Por último, e à semelhança do acima referido para a escala europeia, no que diz respeito à existência de legislação nacional específica, aplicável aos subprodutos do processo de DA, de fazer referência à Proposta de Especificações Técnicas sobre a Qualidade e Utilização do Composto (PETQUC) (APA, 2008), que se encontra em discussão e que tem como objectivo a definição de normas de qualidade do composto que permitam garantir o seu escoamento e eventual comercialização.

PERSU II

OBJECTIVOS E METAS PARA O HORIZONTE 2007-2016

Tendo em conta a necessidade de revisão da ENRUBDA, tornou-se necessário proceder a uma reflexão sobre a estratégia de desvio de RUB de aterro a implementar. Assim, salvaguardando-se de um modo geral os princípios estratégicos e os objectivos ambientais consignados na ENRRUBDA, procurou-se com a revisão dessa estratégia garantir o cumprimento das metas de desvio de aterro, previstas para 2009 e 2016, sem pôr em causa a sustentabilidade económica dos mesmos.

O PERSU II prevê o reforço da Valorização Orgânica (através de processos de DA e/ou compostagem) de RUB recolhidos selectivamente e considera uma lógica de implantação progressiva da recolha selectiva de orgânicos, tendo em conta não apenas as dificuldades inerentes à implementação dos sistemas de recolha, mas também a necessidade de assegurar desde logo o encaminhamento de quantitativos de resíduos biodegradáveis suficientes para a alimentação e funcionamento adequado dos sistemas de DA e/ou compostagem.

Assim, numa primeira fase de operação, estas instalações poderão receber RUB provenientes da recolha indiferenciada, a par do progressivo aumento do quantitativo de RUB proveniente da recolha selectiva.

Para atingir estes objectivos, encontra-se igualmente prevista a aposta na implementação do Tratamento Mecânico e Biológico (TMB), em que a fracção recuperada de RUB proveniente da recolha indiferenciada será posteriormente valorizada a partir de processos de DA e/ou compostagem.

Esta reflexão apontou para a necessidade de escalonar no tempo os sucessivos aumentos de capacidade de valorização orgânica, bem como de procurar garantir que, pelo menos numa primeira fase, estas novas unidades fossem alimentadas, na totalidade da sua capacidade, com recurso a matéria orgânica recuperada através de processos de tratamento mecânico de RSU recolhidos de forma indiferenciada, independentemente de poderem ser desencadeados programas de recolha selectiva de RUB.

Deste modo, foram contemplados dois cenários, um cenário moderado e um cenário optimista, os quais diferem essencialmente na extensão do objectivo de eliminação da deposição total de RUB em aterro em 2016, ao qual estará associada a necessidade de ampliar a capacidade de TMB, em unidades existentes e em novas unidades a construir.

Apresentam-se nas Figuras 1.1. e 1.2 o desenvolvimento temporal dos cenários moderado e optimista, sobre o encaminhamento directo dos RSU.

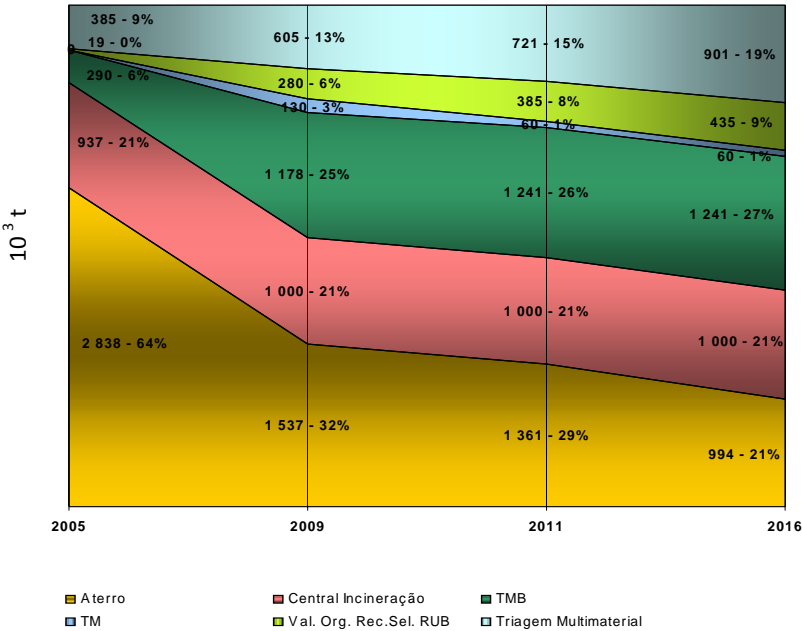


Figura 1.1. – Gestão de RSU (Entradas) – Evolução de Quantitativos – Cenário Moderado (valores em 10^3t) (PERSU II, 2007).

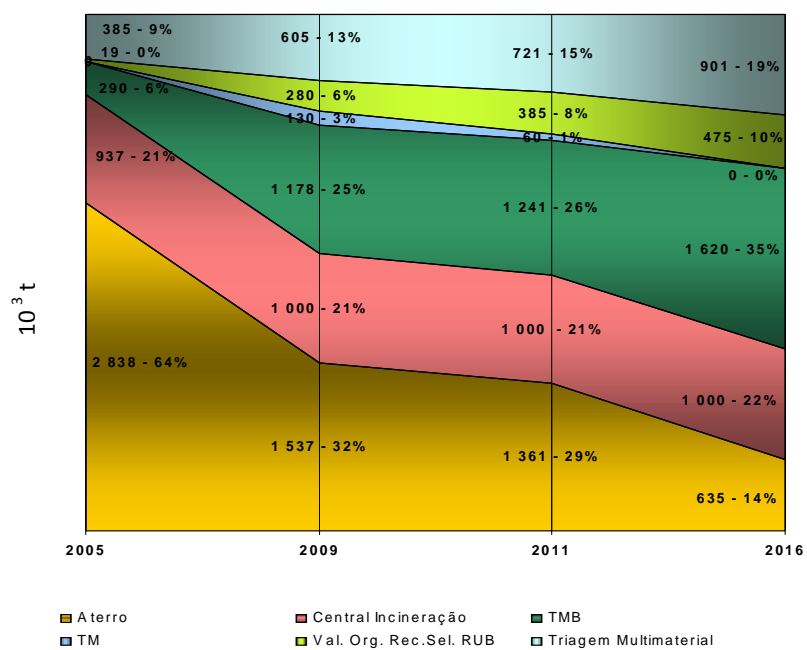


Figura 1.2. – Gestão de RSU (Entradas) – Evolução de quantitativos - Cenário Optimista (valores em 10^3t) (PERSU II, 2007).

Através da análise das Figuras 1.1 e 1.2 prevê-se que em 2016 cerca de 9% e 10% dos RSU, respectivamente, para os cenários moderado e optimista, sejam RUB provenientes de esquemas de recolha selectiva que serão processados em unidades de valorização orgânica.

No que diz respeito aos TMB, o PERSU II considera que em 2016 cerca de 27% e 35% do total de RSU recolhidos para os cenários moderado e optimista, respectivamente, sejam tratados a partir daquele esquema de tratamento.

Em seguida apresentam-se nas Figuras 1.3. e 1.4. os balanços dos subprodutos gerados nos dois cenários (perspectiva “Saídas”).

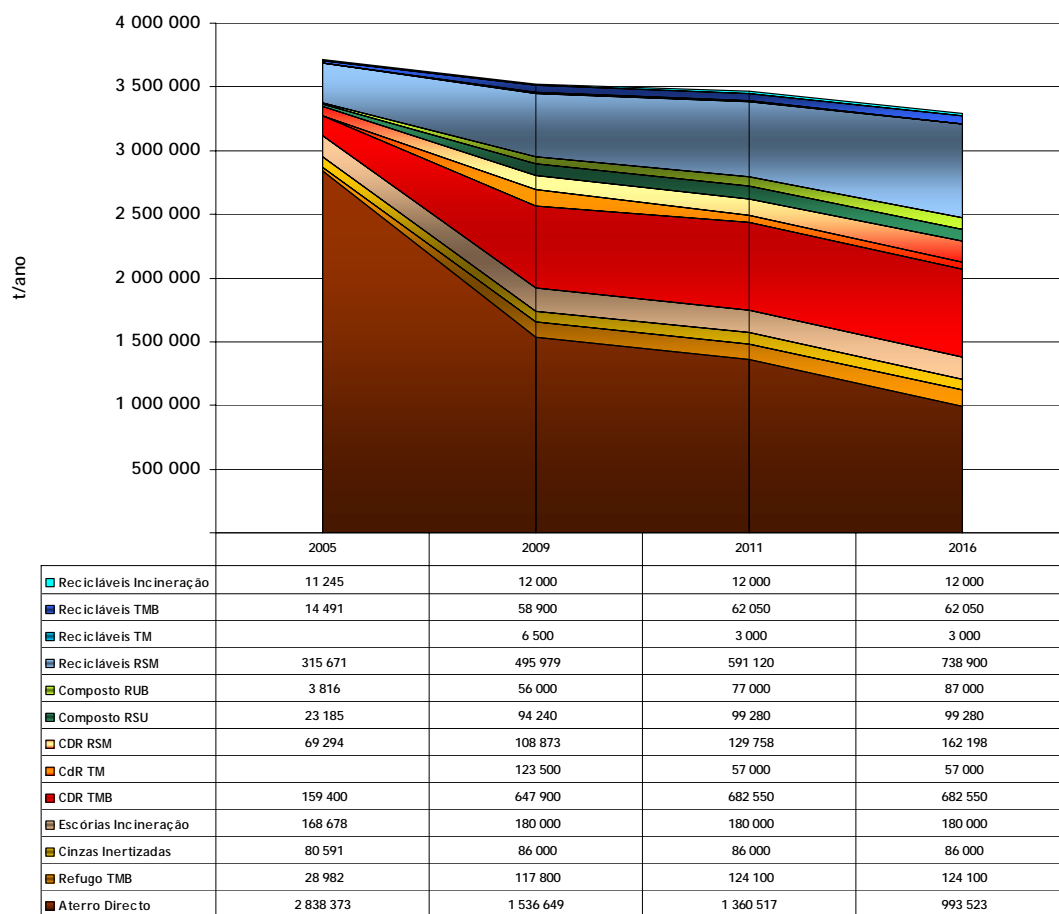


Figura 1.3. – Gestão de RSU (Saídas) – Cenário Moderado (PERSU II, 2007).

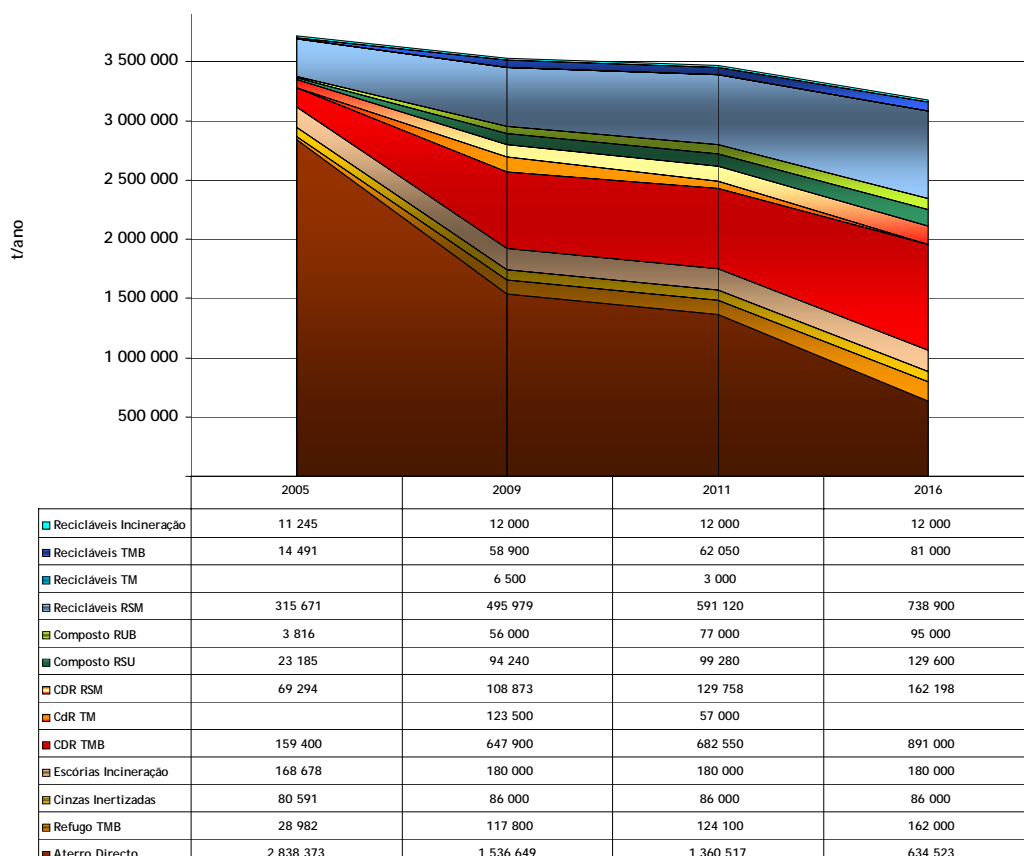


Figura 1.4. – Gestão de RSU (Saídas) – Cenário Optimista (PERSU II, 2007

O PERSU II também refere que todas as ampliações de capacidade de valorização previstas, para 2012 e 2015, serão baseadas em RUB objecto de recolha selectiva, estimando-se que, mesmo no cenário moderado, se parta em 2009 com mais de um terço da valorização orgânica com RUB recolhidos selectivamente, valor que crescerá até atingir cerca de 50% em 2016.

SUSTENTABILIDADE ECONÓMICA E FINANCEIRA

Em termos de investimento adicional, apresenta-se de seguida, na Figura 1.5., a discriminação por rubricas dos principais investimentos a realizar previstos no PERSU II, para os cenários moderado e optimista.

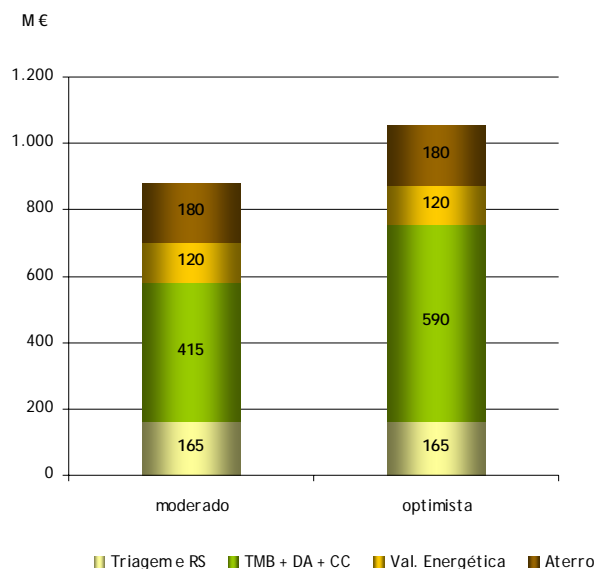


Figura 1.5. – Investimento Adicional no Sector no período 2007/2016 (PERSU II, 2007).

Da análise das estimativas de acréscimo de investimento, verifica-se que mais de 50% dos montantes globais, 880 M€ no Cenário Moderado e 1.055 M€ no Cenário Optimista, estarão associados à promoção da valorização orgânica.

1.5. Organização do trabalho

Após as notas introdutórias e enquadramento geral e legislativo do estado da arte sobre a Digestão Anaeróbia na Europa e das disposições legais a nível europeu e nacional que justificam a aposta nestes processos e/ou tecnologias, é efectuada no capítulo 2 a apresentação dos fundamentos teóricos. Assim, procede-se à definição dos factores de natureza ambiental que influenciam o processo de DA, bem como dos factores que permitem avaliar o modo de operação do processo e que deverão ser tidos em conta para garantir que aquele possa decorrer de forma estável.

No mesmo capítulo, é também fornecida informação sobre os principais tipos de digestores anaeróbios existentes, classificados em função das condições em que operam (teor de sólidos, temperatura e número de fases) e numa perspectiva comercial o tipo de tecnologias actualmente existentes no mercado.

O caso de estudo que serviu de pilar ao desenvolvimento do presente trabalho apresenta-se no capítulo 3, onde é efectuada a descrição do processo na ETVO e a definição da metodologia utilizada, na caracterização físico-química dos resíduos e para efeitos do controlo analítico implementado para acompanhamento do processo.

No capítulo 4, são apresentados os resultados com a identificação das principais características dos resíduos e analisada a sua influência no comportamento do processo de DA, efectuando-se a comparação bibliográfica dos resultados determinados em 2007 com os obtidos em processos de tecnologia semelhante.

Analisadas as principais diferenças entre os dados reais obtidos no universo temporal acima referido e os valores considerados nos pressupostos de dimensionamento, é discutida, no mesmo capítulo, a necessidade de re-dimensionamento de processos.

Face aos resultados obtidos, apresentam-se no capítulo 5 as considerações finais, em termos das principais conclusões obtidas e das principais limitações do trabalho, onde se incluem as abordagens/metodologias a desenvolver que constituem, por esse motivo, orientações futuras.

No capítulo 6, e por último, apresentam-se as referências bibliográficas que serviram de base à orientação do trabalho e que são decisivas na procura de tendências e de comportamentos padrão.

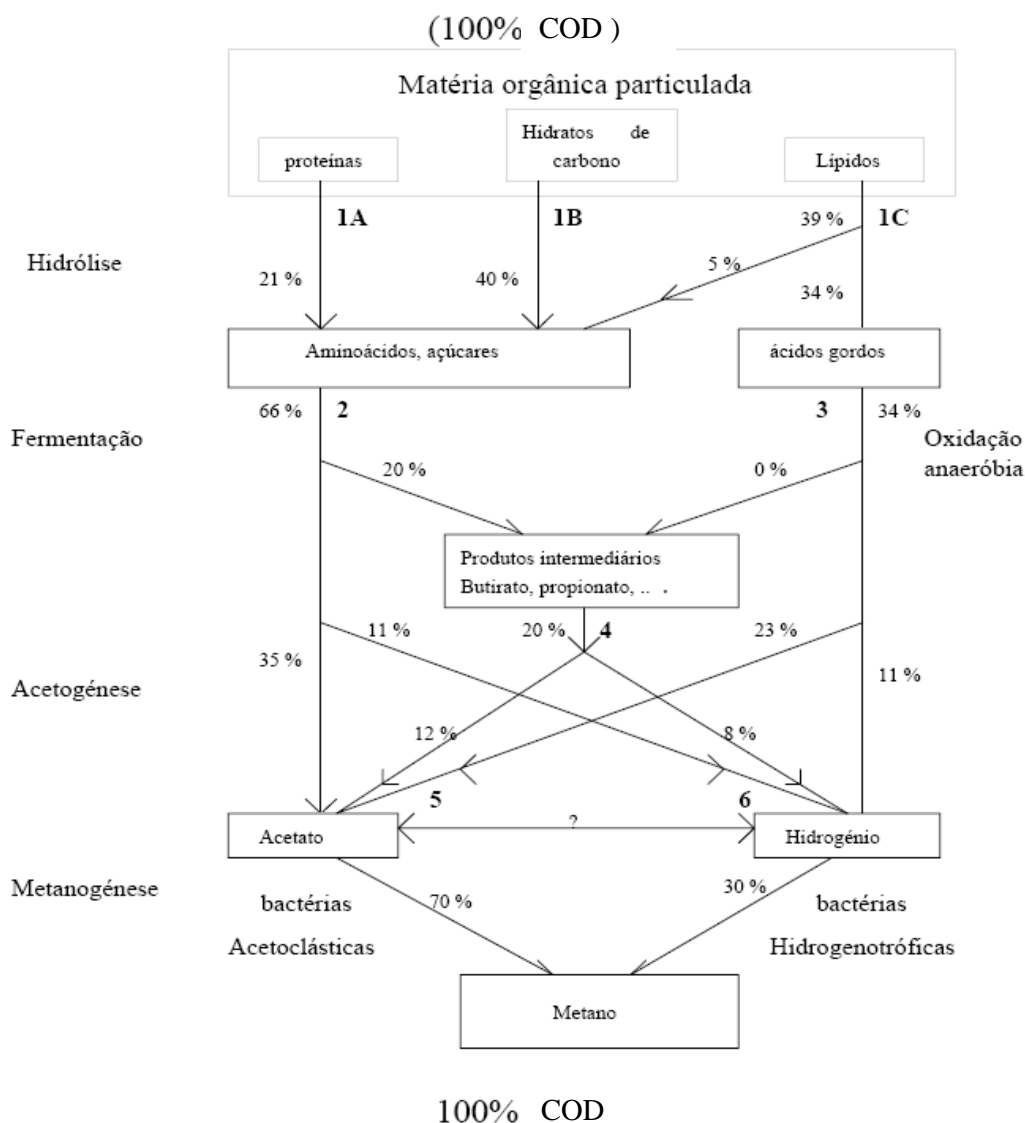
2. Fundamentos teóricos

2.1.Introdução

A Digestão Anaeróbia é um processo biológico que tem lugar na ausência de oxigénio e através do qual se verifica a degradação da matéria orgânica por acção de microrganismos, para produzir biogás e um produto digerido. Esta definição traduz o conceito base comum a todos os tipos de processos de DA. A formação destes produtos resulta da utilização de diferentes tipos de substrato, tais como a fracção putrescível dos resíduos orgânicos, estrume, lamas de ETAR, plantas energéticas e da combinação daqueles produtos (processos de co-digestão). Estes materiais podem ser tratados em diferentes condições de temperatura, concentração de sólidos no digestor, uma ou duas fases (já foram estudados processos de 3 fases), tipo de mistura e agitação, etc. (De Baere and Mattheeuws, 2008). Estas diferenças no modo de operação e tipo de processo apresentam-se nos próximos sub-capítulos.

A OFMSW é um substrato complexo e obviamente a sua degradação envolve um caminho metabólico ainda mais complexo constituído por uma série de reacções até à síntese do metano como produto final (Mata-Alvarez, 2003a).

Na Figura 2.1. apresenta-se um esquema que inclui as várias etapas do processo de DA.



Os valores indicam fluxo de substrato na forma de COD ou equivalente em metano e são expressos em percentagem (Alves *et al.*, 1995).

Figura 2.1. - Esquema do processo de digestão anaeróbia (Siegrist *et al.*, 1993).

Segundo Alves *et al.* (1995)

as etapas de hidrólise e acidogénese consistem de um modo simplificado na hidrólise dos hidratos de carbono, proteínas e lípidos nos correspondentes monómeros que são posteriormente transformados em ácidos gordos voláteis (VFA), álcoois, dióxido de carbono, hidrogénio e amoníaco. Estas transformações são asseguradas por um grupo variado de bactérias mesófilas ou termófilas, anaeróbias estritas ou facultativas de crescimento relativamente rápido.

De acordo com os mesmos autores,

a etapa da acetogénese consiste na transformação dos ácidos gordos voláteis em acetato, dióxido de carbono e hidrogénio sob a acção de dois grupos de bactérias: homoacetogénicas e sintróficas. As

bactérias homoacetogénicas produzem acetato a partir de hidrogénio e dióxido de carbono ou de compostos multicarbonados como por exemplo açúcares. As bactérias sintróficas também chamadas produtoras obrigatórias de hidrogénio (OHPA - obligate hydrogen producing acetogens), necessitam da presença de bactérias consumidoras de hidrogénio para efectuar as transformações que de outro modo são termodinamicamente desfavoráveis ($\Delta G > 0$); normalmente tal é assegurado pelas bactérias metanogénicas hidrogenotróficas ou, no caso de existir sulfato no meio, pelas bactérias sulfato-redutoras.

A metanogénese é a etapa final do processo e é responsável directa pela produção de metano. As bactérias metanogénicas pertencem ao reino das arqueabactérias, sendo agrupadas actualmente em três ordens, 7 famílias e 21 géneros. Mais de 65 espécies foram identificadas. Estas bactérias são anaeróbias estritas e degradam apenas um número limitado de substratos com baixo número de carbonos de que se salientam o acetato, metanol, metilaminas, formato, e hidrogénio e dióxido de carbono. Morfologicamente estas bactérias são muito variadas apresentando-se em forma de cocos filamentos ou bastonetes.

No processo de degradação anaeróbia a maior parte do metano (70%) provém do acetato. Esta conversão reveste-se assim de interesse particular e o estudo das bactérias acetoclásticas tem sido intensificado nos últimos anos. No entanto, até à data apenas dois géneros foram identificados como sendo acetoclásticos: *Methanothrix* e *Methanosarcina*. Estas bactérias além de possuírem morfologias muito distintas (*Methanothrix* surge em filamentos mais ou menos longos e *Methanosarcina* cresce em agregados de cocos), são muito diferentes em termos cinéticos; *Methanothrix* apresenta maior afinidade para o acetato mas cresce mais lentamente que *Methanosarcina*.

2.2. Factores que influenciam o processo de DA

2.2.1. Factores ambientais

Segundo Mata-Alvarez (2003a) existem diversos factores de natureza ambiental que afectam o processo de DA, tais como os nutrientes, as substâncias tóxicas, os xenobióticos e a temperatura.

Nutrientes

Várias substâncias – orgânicas e inorgânicas – são fundamentais para que o processo de DA possa decorrer em condições óptimas. Para além da necessidade de carbono orgânico que possa ser degradado, torna-se também necessário assegurar a presença de fósforo, de azoto –designados de nutrientes – e também de enxofre, vitaminas e elementos traço de alguns minerais (Ferro (Fe), Níquel (Ni), Magnésio (Mg), Cálcio (Ca), Sódio (Na), Bário (Ba), Molibdénio (Mo), Selénio (Se) e Cobalto (Co)) – designados de micronutrientes. É importante referir que a presença destes micronutrientes em pequenas quantidades pode estimular o crescimento; no entanto se ultrapassarem determinada concentração a sua presença pode originar fenómenos de inibição. Os

nutrientes e os micronutrientes são necessários à síntese do material celular, dependendo as suas necessidades das condições de operação do digestor.

Em termos das condições óptimas de Carbono (na forma de COD), Azoto (N) e Fósforo (P), recomenda-se, para um substrato a ser digerido, um rácio de 600 (C)/7 (N) /1 (P). A OFMSW usualmente contém todos os nutrientes e micronutrientes necessários para que o crescimento dos microrganismos não seja limitado.

A razão Carbono (C) /Azoto (N) é um parâmetro importante para avaliar a falta de nutrientes; a inibição através da amónia e o tamanho das partículas podem influenciar a taxa de degradação do substrato (Hartmann and Ahring, 2005).

Segundo os mesmos autores, se a razão C/N dos resíduos é muito elevada verifica-se um défice de azoto fundamental à síntese celular. Por outro lado, se esta razão é baixa, poderá significar na degradação do substrato a formação de amónia em quantidades elevadas, o que poderá ter um efeito tóxico. A inibição a partir da amónia será abordada no capítulo relativo às substâncias tóxicas.

Substâncias Tóxicas

Existem diversas substâncias que a uma determinada concentração provocam a inibição da actividade bacteriana, especificamente das bactérias metanogénicas. O problema da inibição ou das substâncias tóxicas é complexo não havendo entendimento comum ou limites definidos, existindo mesmo situações em que, em pequenas concentrações, estas substâncias poderão acelerar e/ou estimular o processo. Os valores que por vezes são referidos na literatura podem conduzir a conclusões erradas, uma vez que a capacidade de inibição de uma substância pode não depender apenas da sua concentração mas estar de igual modo relacionada com aspectos ambientais, como o pH, a temperatura e a presença de outras substâncias que podem interagir com um determinado tóxico e potenciar a acção deste último ou, por outro lado, provocar uma reacção contrária e ter um efeito atenuante.

Dentro das substâncias que podem afectar o processo de DA por poderem actuar como tóxicos ou inibidores salientam-se os VFA, pH, amónia na forma livre e o Sulfureto de Hidrogénio (H_2S). A salinidade e os xenobióticos também podem desencadear fenómenos de inibição biológica.

No processo de digestão de OFMSW estes tipos de fenómenos são usualmente provocados pela acumulação de VFA no sistema. Outros compostos químicos são raros neste ambiente quando os resíduos digeridos são provenientes de esquemas de recolha selectiva (Mata-Alvarez, 2003a).

Como referido acima, os VFA são compostos intermédios da degradação anaeróbia. As espécies indissociadas foram reportadas como sendo as mais tóxicas por se infiltrarem mais facilmente no material celular através de fenómenos de difusão. Consequentemente, o pH juntamente com a alcalinidade controlam o efeito tóxico dos VFA. Para além dos VFA, os ácidos propiónico e butírico

são igualmente considerados como as espécies que maior acção inibitória exercem nestes processos. Concentrações de propiónico e butírico superiores a 3000 mg/L foram consideradas como tóxicas e capazes de provocar o colapso dos digestores (Mata-Alvarez, 2003a). Segundo o mesmo autor a concentração média de VFA no digestor encontra-se compreendida entre 200 e 2000 mg/L.

As concentrações limite de VFA reportadas na bibliografia são muito variáveis, uma vez que dependem da estabilidade do processo, isto é, da adaptação das colónias de microrganismos que podem ser mais ou menos resistentes à presença de substâncias tóxicas.

A título de exemplo, Banks (2008), nos ensaios que realizou à escala piloto (2 digestores com um volume 1,5 m³/cada) com resíduos domésticos recolhidos selectivamente (SS-OFMSW) em habitações na zona de Shropshire no Reino Unido, juntamente com resíduos provenientes de um restaurante e café, registou uma concentração máxima de VFA no digestor que operava a 36,5°C de 28 000 mg/L, enquanto que no digestor que operava a uma temperatura de 56°C foi obtido um valor máximo de 45 000 mg/L.

De salientar que na ETVO da Valorsul foram registados fenómenos de inibição biológica nos digestores a partir de concentrações de VFA de 6700 mg/L (Neiva Correia *et al.*, 2008).

A amónia apesar de constituir um nutriente necessário ao processo, em determinadas concentrações, inibe a metanogénese. O pH também condiciona a definição dos limites de toxicidade (Mata-Alvarez, 2003a). A sua variação pode potenciar a solubilidade de determinadas substâncias e provocar a libertação de outras mais tóxicas, como é o caso do amoníaco, cuja conversão depende da variação do pH e da temperatura, como se apresenta na Figura 2.2.

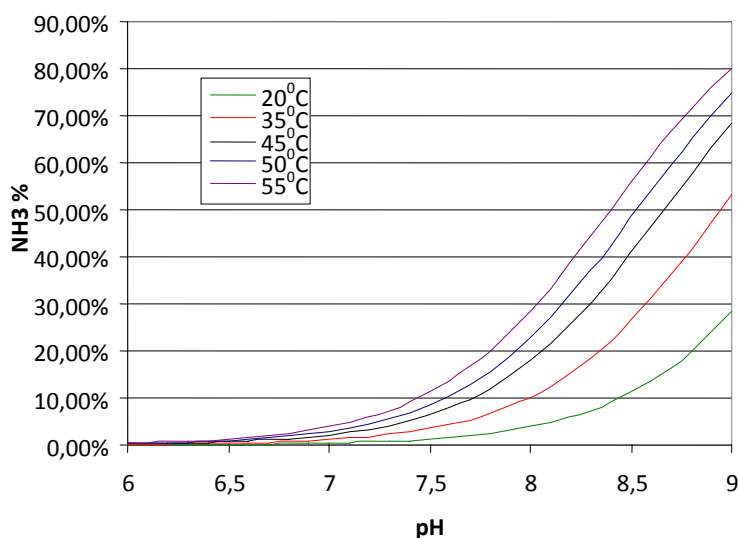


Figura 2.2. - Conversão de NH₄ em NH₃ em função do pH e da temperatura (Valorsul, 2007).

À semelhança dos VFA, encontram-se na bibliografia concentrações limite de amónia consideradas como tóxicas, sendo esta situação também devida à estabilidade do processo e da adaptação dos microrganismos ao sistema que os torna mais resistentes a situações adversas.

A título de exemplo, Benabdallah and Mata-Alvarez (2008) reportaram uma concentração limite de NH_4 de 1750 mg/L enquanto que Banks (2008) reporta valores de 5200 mg/L NH_4 . Na ETVO, a concentração média de amónia aproxima-se do valor de 4500 mg/L.

O Sulfureto de Hidrogénio também apresenta um comportamento similar à amónia, estando dependente do pH e da alcalinidade do meio e das condições de adaptação microbiana (Mata-Alvarez, 2003). Na literatura são referidas concentrações limite variáveis entre 200 mg/L e 1500 mg/L.

Os metais pesados também podem ter um efeito potenciador ou inibidor do processo, dependendo das condições ambientais do meio.

Xenobióticos

Segundo Mata-Alvarez (2003a), os xenobióticos são substâncias libertadas em consequência de actividades antropogénicas e podem constituir um problema à DA de alguns fluxos. Exemplos típicos destas substâncias são os solventes, frequentemente presentes em águas residuais industriais e que são tóxicos para as bactérias metanogénicas. Para além destes compostos, os álcoois, os ácidos orgânicos, cetonas, outras substâncias inorgânicas e também pequenas quantidades de produtos industriais, tais como pesticidas, corantes/tintas, drogas e outros compostos sintéticos podem ser inibidores ou tóxicos em ambientes anaeróbios. Mais se adianta que compostos utilizados na síntese de substâncias industriais, especialmente aqueles contendo halógeneos, enxofre, hidroxil, aminas, nitrocompostos e cetonas e outros grupos funcionais também se incluem nesta classificação.

O autor refere ainda que geralmente a OFMSW não apresenta este tipo de toxicidade, se tiver origem em esquemas de recolha selectiva.

Temperatura

O processo de DA pode funcionar numa gama alargada de temperaturas: desde temperaturas psicrófilas, de cerca de 10°C, a temperaturas termófilas extremas, acima de 70°C (Mata-Alvarez, 2003).

A temperatura influencia o processo de DA, sob o ponto de vista cinético e termodinâmico. Em particular, a metanogénese é influenciada por aquele parâmetro.

À escala comercial a digestão anaeróbia pode ser conduzida em condições de temperatura mesofílica (entre 35°C e 40°C) ou termofílica (entre 50°C e 55°C) (De Baere and Matthaeuws, 2008).

Para cada uma das gamas acima referidas podem ser identificadas condições óptimas de actividade máxima: para o processo mesofílico a 35°C e para o termofílico a 55°C, como se apresenta na Figura 2.3. (Mata-Alvarez, 2003a).

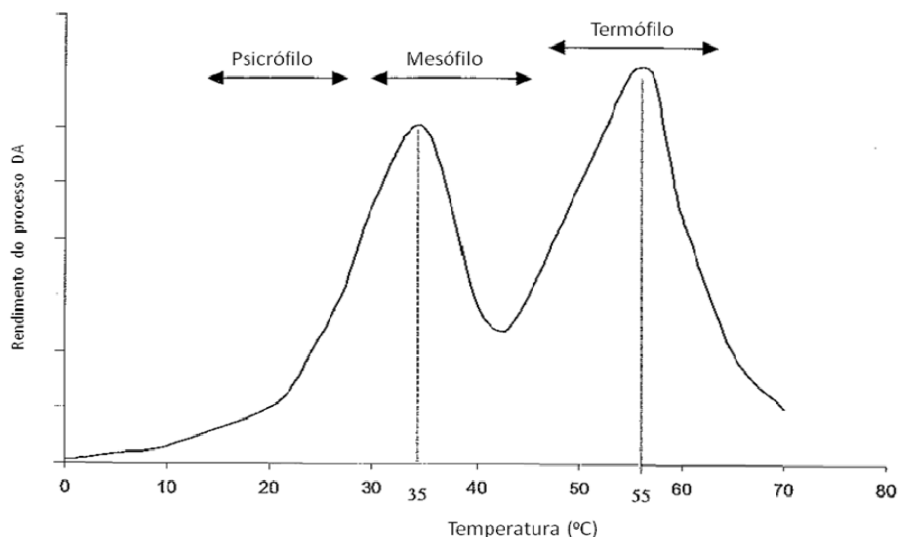


Figura 2.3. - Gamas de temperatura para os processos de digestão anaeróbia. Condições óptimas – temperatura mesofílica: 30-35°C e temperatura termofílica: 55-60°C. (adaptado de Mata-Alvarez, 2003).

Através da análise da Figura 2.3., é possível constatar que o rendimento do processo de DA é maior em condições termofílicas que em condições mesofílicas originando uma maior produção de biogás. No entanto, este excesso de energia deve ser avaliado em conjunto com a energia consumida pelo processo, que em condições termofílicas é também superior.

Em termos dos subprodutos finais, é garantida uma maior higienização do digerido em condições termofílicas. Patogénicos típicos de estrume e de lamas foram eliminados após algumas horas em processos termofílicos, enquanto que se mantiveram por longos períodos em digestores que operavam a uma temperatura mesofílica (Hartmann and Ahring, 2005).

2.2.2. Factores de controlo – Parâmetros operacionais

Segundo Cecchi *et al.* (2003), os parâmetros de controlo do processo de DA podem ser divididos em dois grupos: i) parâmetros operacionais do reactor e ii) parâmetros relacionados com a estabilidade do processo biológico.

Parâmetros operacionais

São vários parâmetros que permitem definir o modo de operação do digestor, como o tempo de retenção de sólidos no digestor, concentração de biomassa e rendimentos de produção de biogás relacionados com o volume do digestor (GPR) e com as características do substrato (SGP). O substrato é geralmente definido de acordo com o teor de Sólidos Totais (*Total Solids*, TS), Sólidos Voláteis Totais (*Total Volatile Solids*, TVS), com a Carência Química de Oxigénio (*Chemical Oxygen Demand*, COD) e Carência Bioquímica de Oxigénio (*Biochemical Oxygen Demand*, BOD).

Os parâmetros relacionados com o substrato são descritos de seguida:

TS - Sólidos Totais (*Total Solids*) –designa-se como o conteúdo de matéria seca na amostra de substrato, após secagem a 105⁰C, durante 48 horas. Avalia, de modo aproximado, a quantidade de matéria orgânica e inorgânica presente na amostra inicial.

TVS – Sólidos Voláteis Totais (*Total Volatile Solids*) - designa a fracção da matéria sólida que pode ser oxidada e que se perde sob a forma de gás a 550⁰C, durante 24 horas. Traduz a fracção orgânica da matéria seca obtida a 105⁰C (parâmetro sólidos totais, TS).

COD - Carência Química de Oxigénio (*Chemical Oxygen Demand*) - Designa o oxigénio consumido na oxidação da matéria orgânica. É medido através da utilização de um agente oxidante forte num meio ácido. Permite quantificar a totalidade da matéria orgânica presente, dando uma ideia do nível de oxidação do substrato e como aquele é susceptível de oxidação através de um processo biológico, como é o caso do processo de DA.

BOD₅ - Carência Bioquímica de Oxigénio (*Biochemical Oxygen Demand*) – Envolve a medição do oxigénio dissolvido que é utilizado pelos microrganismos na oxidação bioquímica da matéria orgânica durante 5 dias. Permite determinar de forma indirecta a matéria orgânica do substrato que é biologicamente removida.

Os parâmetros relacionados com a operação do processo de DA apresentam-se de seguida:

HRT - Tempo de Retenção Hidráulico (*Hydraulic Retention Time*) – Traduz a razão entre o volume do reactor e o caudal do substrato afluente.

$HRT = V/Q$, em que:

HRT é o tempo de retenção hidráulico (dias)

V é volume do reactor (m^3)

Q é o caudal (m^3 /dia)

SRT - Tempo de Retenção de Sólidos (*Solids Retention Time*) – o tempo médio de residência dos sólidos no digestor é a razão entre o conteúdo de sólidos totais no reactor e o caudal de sólidos extraído desse reactor. Se a quantidade de biomassa extraída do reactor é igual à quantidade de biomassa produzida, a concentração de sólidos no digestor, em biomassa, permanece constante para um determinado período de tempo, estando o digestor a operar em condições de estabilidade.

$SRT = (V*X)/W$, em que:

SRT é o tempo de retenção de sólidos (dias)

V é volume do reactor (m^3)

X é a concentração de sólidos voláteis no reactor ($kg\ TVS/m^3$)

W é o caudal de matéria orgânica volátil extraída do reactor ($kg\ TVS/dia$)

OLR - Carga Orgânica (*Organic Loading Rate*) - é a quantidade de substrato introduzido por volume do reactor e para um determinado período de tempo.

$OLR = (Q*S)/V$, em que:

OLR é carga orgânica ($kg\ substrato/m^3\ reactor.dia$)

Q é o caudal afluente ao reactor (m^3/dia)

S é a concentração de substrato afluente ao reactor (kg /m^3)

V é o volume do reactor (m^3)

O substrato pode ser definido em função de diversos parâmetros, tais como TS, TVS, COD ou BOD.

SGP - Taxa específica de produção de biogás (*Specific Gas Production*) – Este parâmetro indica o biogás que é produzido por unidade de massa de substrato em termos dos sólidos voláteis alimentados, em m^3 de biogás por kg de substrato alimentado. Este parâmetro encontra-se associado à biodegradabilidade do substrato e ao comportamento do processo. A SGP é usualmente utilizada para comparar o desempenho de processos anaeróbios distintos.

$SGP = b_{\text{biogás}} / (Q \cdot S)$, em que:

SGP taxa específica de produção de biogás (m^3 biogás/kg substrato alimentado)

$b_{\text{biogás}}$ é o caudal de biogás (m^3/dia)

Q é o caudal afluente ao reactor (m^3/dia)

S é a concentração de substrato afluente ao reactor (kg substrato / m^3)

GPR - Taxa de produção de biogás (*Gas Production Rate*) – é a razão entre o biogás produzido por volume do reactor.

$GPR = b_{\text{biogás}} / V$, em que:

$b_{\text{biogás}}$ é o caudal de biogás (m^3/dia)

V é o volume do reactor (m^3)

Eficiência de remoção de substrato - Este parâmetro pode ser expresso de diferentes modos, uma vez que nos processos de DA os balanços de massas, por vezes, tornam-se difíceis de completar, tendo, nesse sentido, sido desenvolvidos métodos diversos e equações com vista à sua determinação. Assim, genericamente é utilizada a seguinte equação:

$n, \% = (Q \cdot S - Q \cdot S_e) / (Q \cdot S) \cdot 100$, em que:

n% é a percentagem de sólidos voláteis (ou COD) removidos

Q são os caudais de entrada e de saída (m^3/d)

S é a concentração de sólidos voláteis (ou COD) no caudal de entrada

S_e é a concentração de sólidos voláteis (ou COD) no caudal de saída.

Parâmetros de controlo da estabilidade do processo biológico

Segundo Cecchi *et al.* (2003) deverão ser implementadas estratégias de controlo do processo, por forma a garantir condições óptimas de operação e de estabilidade.

No processo de DA as bactérias metanogénicas são particularmente sensíveis às mudanças das condições ambientais do meio, pelo que a necessidade de efectuar este controlo assume particular importância, ao nível dos parâmetros pH, concentração de VFA, alcalinidade, razão VFA/alcalinidade, produção e composição de biogás e temperatura.

Os autores referem que estes parâmetros deverão ser considerados em simultâneo, uma vez que apenas uma intervenção global permite operar correctamente o processo de DA. Os parâmetros em questão apresentam-se de seguida.

pH

Segundo Cecchi *et al.* (2003), o pH fornece informação sobre a estabilidade do meio, uma vez que a sua variação depende da capacidade tampão do próprio meio. As variações do pH encontram-se relacionadas com a variação das espécies químicas envolvidas no processo de DA, tais como VFA, amónia e CO₂. Considera-se o processo de DA estável para valores de pH compreendidos entre 6,5 e 7,5.

Apesar de não ter grande utilidade como parâmetro isolado a sua determinação é de grande importância para relacionar o seu valor com outros parâmetros como os VFA, produção e composição de biogás. No entanto, verifica-se que quando se detecta uma alteração no parâmetro já o processo perdeu a estabilidade, manifestando-se de forma tardia relativamente às condições de equilíbrio do meio.

A Figura 2.4. traduz a variação da concentração de VFA em função dos parâmetros pH e alcalinidade e é possível constatar que quando é detectada uma variação do pH o meio já perdeu a sua alcalinidade (capacidade tampão).

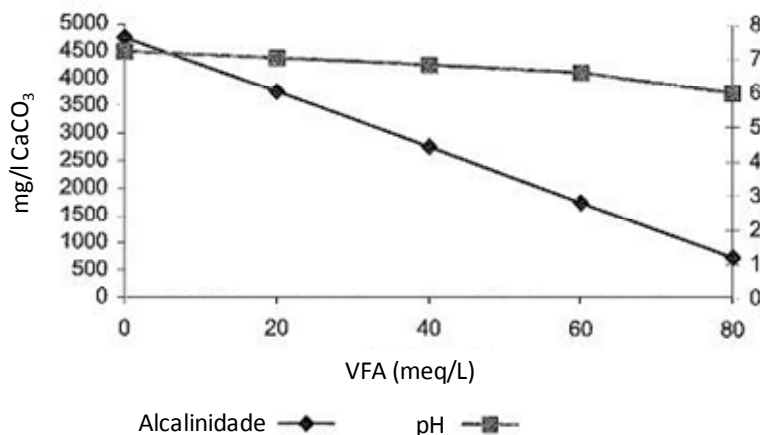


Figura 2.4. - Variação dos parâmetros pH e alcalinidade em função da concentração de VFA do meio (adaptado de Cecchi *et al.*, 2003)

Deste modo, paralelamente com a medição do pH deverão ser determinados os parâmetros acima referidos (alcalinidade, concentração de VFA e produção e composição de biogás) por permitirem, em tempo real, avaliar as condições de estabilidade do processo.

Alcalinidade (tampão)

A alcalinidade permite neutralizar a acidez do meio, isto é, traduz a capacidade de reacção do meio à adição ou aumento de ácidos e resulta da presença de hidróxidos, carbonatos, bicarbonatos ou de elementos, tais como cálcio, magnésio, sódio, potássio e amónia. A presença de VFA, para além de boratos, silicatos e fosfatos, também contribui para a alcalinidade do processo. De acordo com Cecchi *et al.* (2003), os limites de alcalinidade situam-se entre 2000 e 4000 mg CaCO₃/L.

O controlo da alcalinidade assume particular importância no processo de DA, por traduzir a capacidade tampão do meio, isto é, a capacidade de reacção a situações de instabilidade provocada por variações de pH, devidas, por exemplo, a um aumento da concentração de VFA.

A capacidade tampão do sistema é potenciada pela presença de amónia, que ao associar-se aos carbonatos contribui para a formação do sal bicarbonato de amónia NH₄HCO₃. A presença daquele sal indica um nível elevado de alcalinidade no sistema, o que garante a estabilidade do processo perante uma concentração igualmente elevada de VFA.

VFA

Como referido acima, no capítulo 2.2.1., as concentrações limite de VFA referidas na bibliografia são muito variáveis, uma vez que dependem das condições de estabilidade do processo. Geralmente a concentração deste parâmetro é expressa em mg/L de ácido acético ou de COD.

O aumento da concentração de VFA encontra-se relacionado com o aumento da alimentação de substrato ao digestor, *i.e.*, da carga orgânica (OLR). Perante uma tendência evolutiva de aumento dos VFA o sistema reage através da variação dos parâmetros de alcalinidade (capacidade tampão) e pH. Deste modo, a análise dos VFA dever ser efectuada em conjunto com a variação dos restantes parâmetros abordados no presente capítulo, de modo a permitir uma avaliação completa do processo (Cecchi *et al.*, 2003).

Razão VFA/alcalinidade

Como já referido acima, quando o processo não se encontra estável a concentração de VFA aumenta enquanto que a alcalinidade diminui. Por esse motivo, a razão entre os dois parâmetros é um bom indicador para avaliar o equilíbrio do sistema. Uma razão VFA/alcalinidade de 0,3 traduz uma boa estabilidade do processo (Cecchi *et al.*, 2003).

Produção e composição de biogás

A medição da quantidade e composição do biogás produzido, em termos de metano e dióxido de carbono, é fundamental para avaliar a estabilidade do processo. Quando o processo se encontra estável a produção e a composição de biogás também se mantêm constantes. Uma diminuição do teor em metano seguido de um aumento do teor de CO₂, pode indicar uma inibição da metanogénese do sistema, devida, por exemplo, à presença de concentrações elevadas de VFA e amónia. Deste modo, esta medição deverá ser interpretada em conjunto com os restantes parâmetros, de forma a permitir uma avaliação integrada e global da estabilidade do processo (Cecchi *et al.*, 2003).

Segundo os mesmos autores podem ser observadas três situações:

- i. Quando a concentração de VFA é baixa (e.g. < 1000 mg COD/L) e a produção de biogás é elevada, com um teor de CO₂ aproximadamente entre 25% e 35%, o processo é estável e a cadeia trófica encontra-se equilibrada.
- ii. Quando a concentração de VFA e o aumento do teor de CO₂ no biogás aumentam simultaneamente, o processo é perturbado, verificando-se a prevalência dos microrganismos acidogénicos sobre os metanogénicos com a consequente acumulação de VFA no sistema.
- iii. Quando a concentração de VFA aumenta e a produção de biogás diminui, esta situação poderá estar relacionada com problemas de inibição ou de toxicidade.

Temperatura

Como referido no capítulo 2.2.1., a temperatura influencia o processo de DA, uma vez que afecta o equilíbrio e a distribuição das espécies de microrganismos presentes. Uma variação de 2 a 3^oC pode provocar alterações no sistema por criar condições mais propícias ao desenvolvimento e/ou extinção de determinada população microbiana, afectando o seu equilíbrio. Deste modo, este parâmetro deve ser rigorosamente controlado no reactor (Cecchi *et al.*, 2003).

2.3. Tipos de Digestores Anaeróbios de Resíduos Sólidos

2.3.1. Via seca vs Via húmida

Os processos de DA designam-se por via húmida quando o teor de sólidos totais no digestor é inferior a 15%. Por outro lado, entende-se por DA por via seca quando o teor de sólidos é superior a esse valor. Apesar da tendência evolutiva de aumento dos dois tipos de processos, a digestão por via seca tem dominado desde a década de 90 em relação aos processos por via húmida. Com efeito, entre 2000 e 2005 assistiu-se a um aumento da digestão por via húmida, decorrente do arranque de

instalações em larga escala, enquanto a partir de 2005 foi constatado o aparecimento de um maior número de instalações por via seca (Quadro 2.1.). A DA por via seca representa 54% da capacidade total de tratamento a partir do uso desta tecnologia, enquanto que os restantes 46% são assegurados a partir de processos por via húmida (De Baere and Mattheeuws, 2008).

Quadro 2.1. – Cinco anos de desenvolvimento (via húmida vs via seca) (adaptado de De Baere and Mattheeuws, 2008).

Tipo de processos	1991-1995	1996-2000	2001-2005	2006-2010
Via húmida/5 anos	37%	38%	59%	29%
Via seca/5 anos	63%	62%	41%	71%

2.3.2. Uma *versus* duas fases

Vários autores defendem que a especificidade dos vários processos de DA exigem condições óptimas e distintas, particularmente no que diz respeito às condições de acidez que se verificam na fase de hidrólise, distintas da fase metanogénica que opera com valores de pH superiores, entre 6,5 e 7,5.

Esta separação é efectuada a partir da instalação de dois reactores distintos que operam com condições particulares e grupos de microrganismos também diferentes, tendo como objectivo a optimização de cada uma das fases do processo.

Segundo Vandevivere *et al.* (2003), os processos compostos por duas fases conferem uma maior estabilidade por atenuar/uniformizar eventuais flutuações da carga orgânica afluenta devidas a uma descontinuidade da alimentação, sendo mais flexíveis à presença de substâncias inibitórias tóxicas, ou resíduos que apresentem uma concentração de azoto elevada.

No Quadro 2.2. apresentam-se as vantagens e as desvantagens de um processo composto por duas fases.

Quadro 2.2. - Vantagens e desvantagens de um processo composto por duas fases (adaptado de Vandevivere *et al.*, 2003).

Critério	Vantagens	Desvantagens
Tecnológico	Flexibilidade do design	Complexidade
Biológico	- Mais adequado para resíduos de comida, pobres em celulose; - Única solução viável para C/N<20.	Menores rendimentos de biogás (quando os sólidos não são sofrem metanização)
Económico e ambiental	Menores quantidades de metais no composto (quando os sólidos não sofrem metanização)	Maior investimento

À escala industrial, verifica-se, no entanto, que os sistemas por duas fases representam uma pequena percentagem relativamente aos processos constituídos apenas por uma fase, uma vez que as vantagens obtidas, em termos do processo, *i.e.*, uma aceleração da degradação do substrato na etapa da digestão não compensam o investimento necessário à construção dos dois reactores em separado. Deste modo, assiste-se a uma diminuição dos processos em duas fases que representam actualmente apenas 7% da capacidade total instalada. Entre 2006 e 2010 prevê-se que esta percentagem assuma valores ainda mais baixos de cerca de 2% (Quadro 2.3.) (De Baere and Mattheeuws, 2008).

Quadro 2.3. – Cinco anos de desenvolvimento (uma fase vs duas fases) (adaptado de De Baere and Mattheeuws, 2008).

Tipo de processos	1991-1995	1996-2000	2001-2005	2006-2010
1 fase /5 anos	85%	91%	92%	98%
2 fases /5 anos	15%	9%	8%	2%

2.3.3. Instalações mesofílicas vs termofílicas

No que diz respeito à evolução da capacidade instalada acumulada da DA em função da distribuição dos tipos digestão mesofílica vs termofílica, verifica-se que no início dos anos 90 a totalidade das instalações operavam a temperaturas mesofílicas uma vez que, nestas condições, o processo era considerado mais estável e a quantidade de calor exigida para aquecimento do digestor era igualmente menor. As primeiras instalações termofílicas eram processos via seca (operavam com um teor de sólidos totais no digestor superior a 15%) e apareceram nos anos de 1992 e 1993. Através da Figura 2.5. é possível constatar que a capacidade destes sistemas têm vindo a aumentar de forma significativa nas últimas duas décadas, verificando-se a predominância de instalações que operam numa gama de temperatura mesofílica (De Baere and Mattheeuws, 2008).

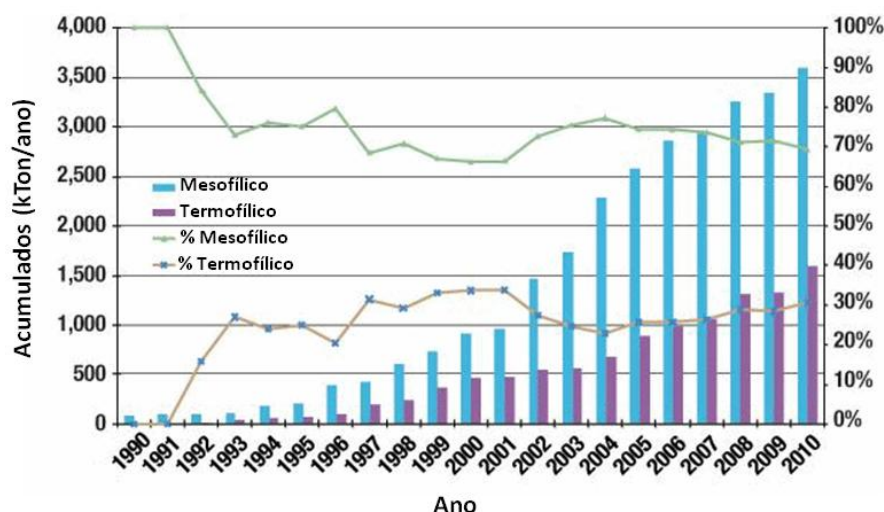


Figura 2.5. – Processos de DA mesofílicos (35–40°C) vs termofílicos (50–55°C) (adaptado de De Baere and Mattheeuws, 2008).

Com efeito, entre 2002 e 2004 assistiu-se a uma diminuição da capacidade de tratamento em condições termofílicas, à medida que se verificava um incremento do aparecimento de digestores de tecnologia por via húmida em grande escala e que operavam em condições mesofílicas. As instalações termofílicas de grande capacidade foram construídas em 2005 e 2006 mantendo-se esta tendência. Entre 2006 e 2010, prevê-se que cerca de 41% da capacidade instalada seja proveniente de instalações de DA termofílicas (Quadro 2.4). No final de 2010, a operação à temperatura mesofílica será responsável por uma capacidade de 3 606 000 Mg de resíduos por ano, o que representa cerca de 69% da capacidade de tratamento actual (De Baere and Mattheeuws, 2008).

Quadro 2.4. - Cinco anos de desenvolvimento (mesofílico vs termofílico) (adaptado de De Baere and Mattheeuws, 2008)

Tipo de processos	1991-1995	1996-2000	2001-2005	2006-2010
Mesofílicos/5 anos	64%	64%	80%	59%
Termofílico /5 anos	36%	36%	20%	41%

Segundo Hartmann and Ahring (2005), os processos termofílicos oferecem vantagens face aos processos mesofílicos, uma vez que a reacção é acelerada, apresentando bons rendimentos para tempos de retenção mais baixos, o que torna o processo competitivo em termos económicos por permitir a utilização de reactores mais pequenos e a produção de quantidades de biogás superiores. No entanto, é recomendável efectuar o balanço energético da instalação para avaliar se estes

rendimentos compensam as necessidades de calor do digestor que também são superiores para manter o digestor na gama termofílica.

Segundo os mesmos autores, os processos termofílicos promovem uma maior higienização do material comparativamente aos processos mesofílicos.

De salientar que, apesar da cinética da reacção ser acelerada na gama de temperatura de operação termofílica, alguns desequilíbrios do sistema poderão ocorrer mais facilmente, uma vez que mais ácidos são produzidos, podendo esta situação ser agravada na presença de resíduos mais biodegradáveis (Mata-Alvarez, 2003a).

De acrescentar ainda que o aumento da temperatura afecta o equilíbrio NH_4/NH_3 , como referido no ponto 2.2.1., potenciando a conversão de amónia a amoníaco e inibindo o processo biológico. Deste modo, os processos mesofílicos apresentam vantagem por poderem operar com concentrações de amónia superiores.

2.3.4. Tipos de tecnologias - perspectiva comercial

Pelo referido nos capítulos anteriores existem diversas instalações comerciais com tecnologias distintas em função do teor de sólidos (via seca vs via húmida), do número de fases (uma fase vs duas fases) e da temperatura de operação (mesofílica vs termofílica).

O Quadro 2.5. apresenta as diferentes tecnologias existentes no mercado distribuídas em função do teor de sólidos, em via húmida e via seca.

Quadro 2.5. - Tecnologias de DA (adaptado de Mata-Alvarez, 2003).

	Tecnologia	Fornecedor
Via Seca	BRV	LINDE
	DRANCO	OWS
	KOMPOGAS	KOMPOGAS
	VALORGA	BABCOCK BORSIG POWER ²
Via Húmida	BIOSTAB	ROS ROCA
	BTA	BTA
	KCA	LINDE
	WAASA	ALCYON/CYTEC

² Actualmente a tecnologia da VALORGA pertence ao grupo URBASER.

Na Figura 2.6, e a título de exemplo, esquematiza-se o processo da tecnologia BTA que ocorre em reactores cilíndricos, onde é promovido o regime de mistura completa através da injeção do biogás comprimido a partir de lanças no interior do digestor. Como consiste numa tecnologia de via húmida, a adição de água é promovida num “pulper” (Figura 2.7.), onde também são retirados sedimentos pesados, como vidro, pedras, etc. As areias são removidas a partir de um hidrociclone situado a jusante do pulper. Estes equipamentos, característicos da tecnologia, permitem uma boa remoção de contaminantes na fase do pré-tratamento dos resíduos.

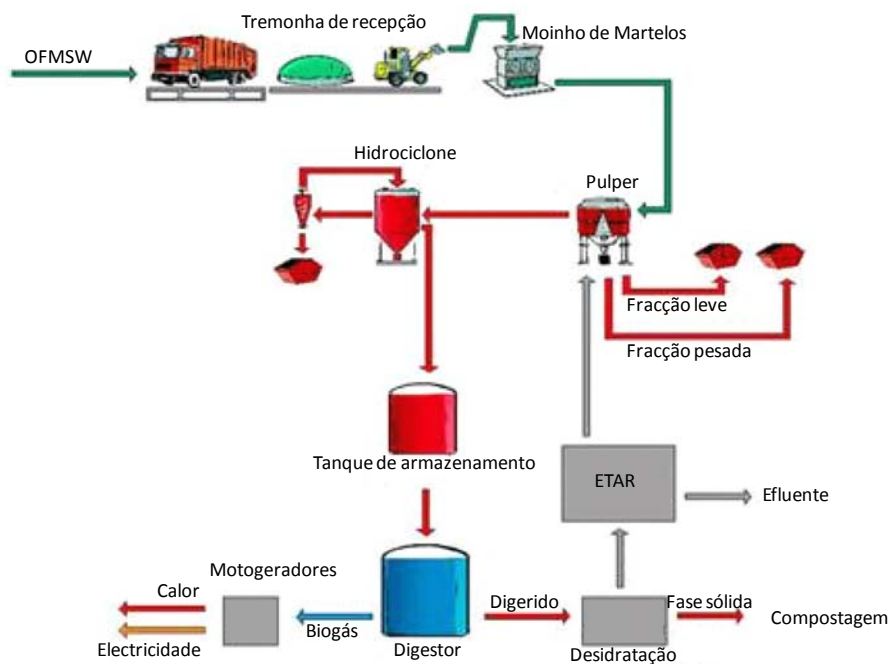


Figura 2.6. - Esquema do processo da tecnologia BTA (adaptado de BTA, 2008).



Figura 2.7. - Pré-Tratamento BTA – “Pulper” e hidrociclone (adaptado de BTA, 2008).

No processo da tecnologia DRANCO (Figura 2.8.) é promovida a mistura do conteúdo do digestor a partir da adição dos resíduos frescos com os resíduos digeridos que são extraídos da parte de baixo e recirculados para rector. Esta mistura (uma parte de resíduos frescos para seis partes de resíduos digeridos) entra por bombagem na parte superior do digestor. Esta tecnologia tem demonstrado bons resultados no tratamento dos resíduos com um teor de sólidos compreendido entre 20% e 50% (Mata-Alvarez, 2003b).

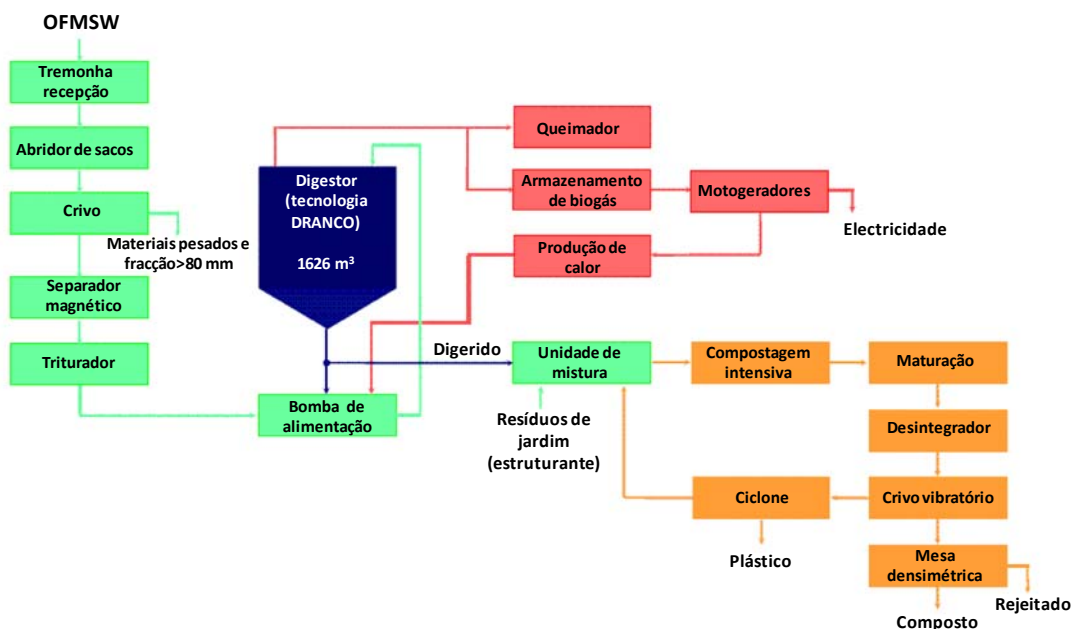


Figura 2.8. - Esquema do processo da tecnologia DRANCO (adaptado de OWS, 2008).

O processo da tecnologia KOMPOGAS é caracterizado por apresentar um regime de fluxo pistão, com um rector horizontal tubular e agitadores no seu interior que contribuem para o escoamento dos resíduos ao longo do rector e promovem a sua mistura, homogeneização e a redução da acumulação de sedimentos (Figuras 2.9. e 2.10.). Neste tipo de tecnologia é efectuada a recirculação da água de processo para digestor, de forma a assegurar uma concentração de TS de cerca de 30% (Mata-Alvarez, 2003b).

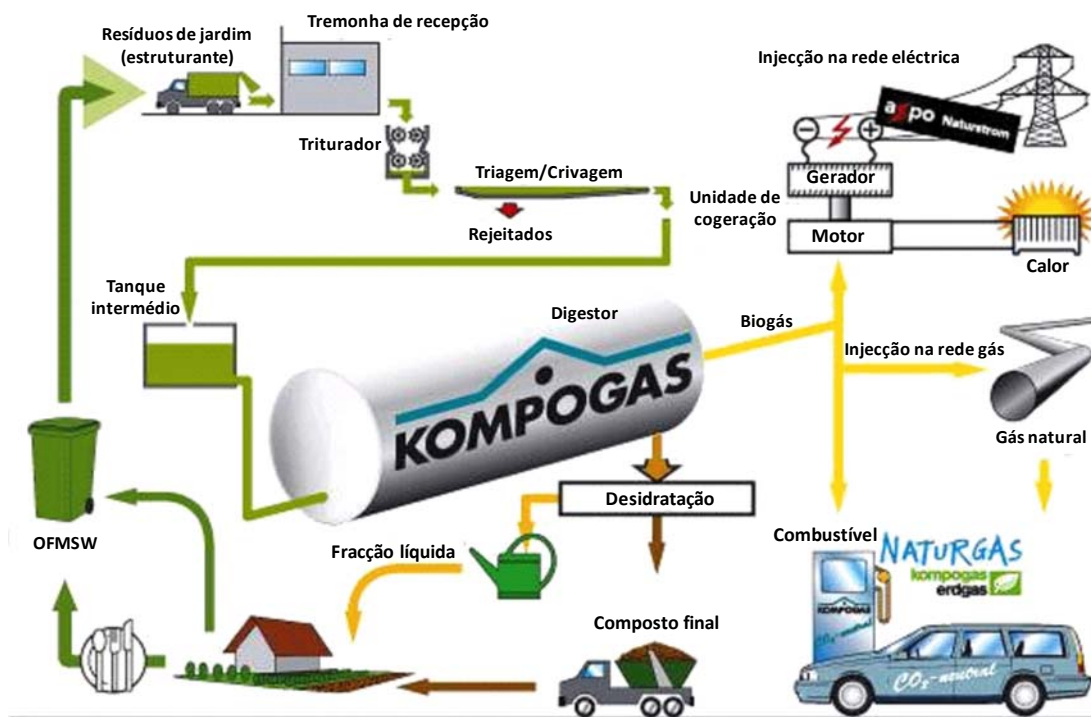


Figura 2.9. - Esquema do processo da tecnologia KOMPOGAS (adaptado de KOMPOGAS, 2008).



Figura 2.10. - Pormenor do interior do digestor da tecnologia KOMPOGAS (adaptado de KOMPOGAS, 2008).

No processo VALORGA o fluxo é circular e os digestores apresentam uma forma cilíndrica. A mistura é garantida a partir da injeção de biogás na base do digestor em intervalos de 15 min. Esta tecnologia consegue operar com um teor de sólidos mais baixo, até um teor de TS de 20 % (Mata-Alvarez, 2003b). O esquema do processo apresenta-se na Figura 2.11.

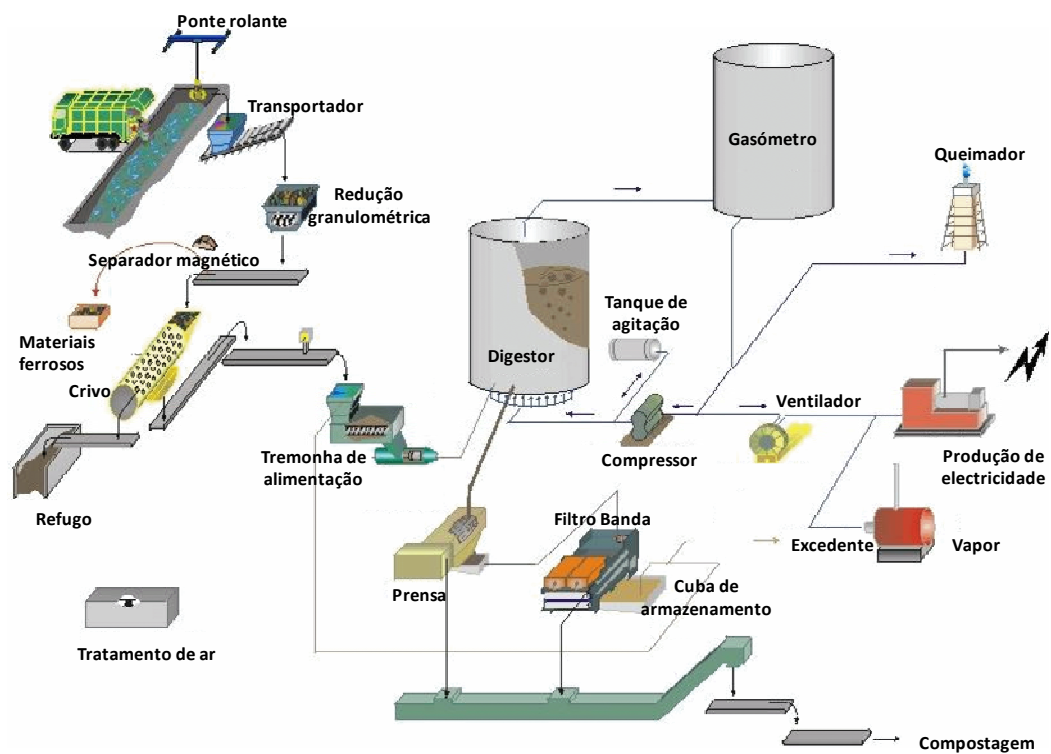


Figura 2.11. - Esquema do processo da tecnologia VALORGA (adaptado de Techfina, 2007).

3. Caso de Estudo: A Estação de Tratamento e Valorização Orgânica da Valorsul

3.1. Descrição da instalação

A Estação de Tratamento e Valorização Orgânica (ETVO) da Valorsul destina-se ao tratamento, pelo processo de DA, dos resíduos orgânicos recolhidos selectivamente nos sectores da restauração, hotelaria, mercados abastecedores e retalhistas, entre outros.

Em termos dos produtos resultantes do tratamento/valorização, a instalação encontra-se dimensionada para uma produção de cerca de 14 700 Mg/ano de composto, que poderá ser utilizado como correctivo orgânico para uso agrícola e doméstico, e energia, a partir do aproveitamento do biogás produzido no processo. No que diz respeito à energia eléctrica prevê-se uma produção de 10 917 612 kWh/ano, em que cerca de metade será utilizada para autoconsumo.

O processo consiste numa digestão termófila, por via húmida, em duas fases, seguida de uma pré-compostagem em túnel com arejamento forçado e pós-compostagem em pilhas não arejadas, em área coberta, que são revolvidas semanalmente.

Numa primeira fase, a ETVO tratará 40 mil toneladas de matéria orgânica por ano, estando previsto no futuro, o aumento de capacidade para 60 mil toneladas por ano.

Na Figura 3.1. apresenta-se o diagrama de processo, descrevendo-se de seguida as diversas fases do processo.

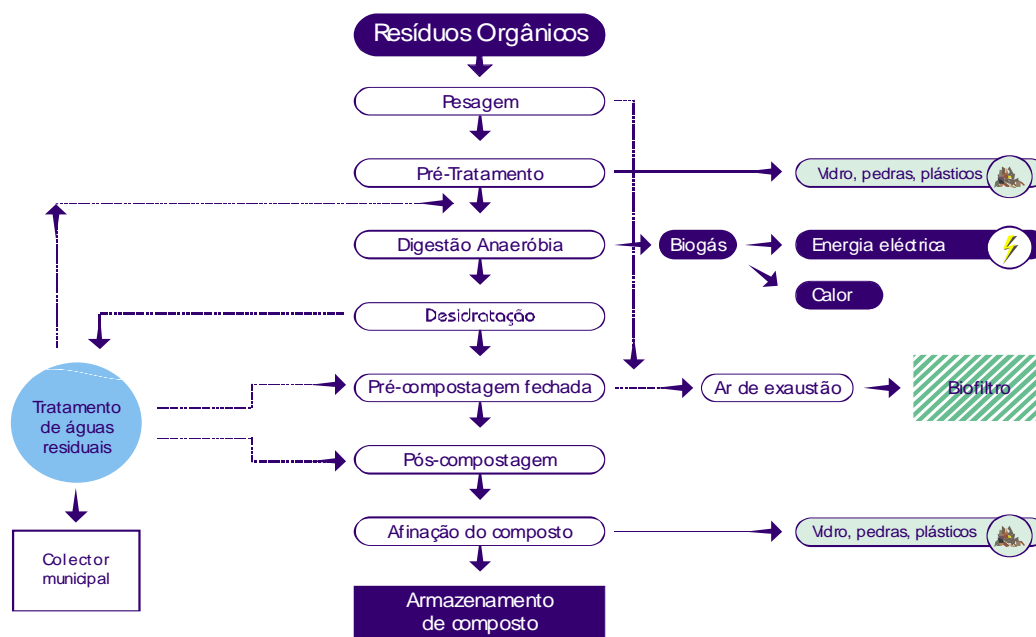


Figura 3.1. - Diagrama de processo da ETVO (Valorsul, 2008).

Recepção / Pré-tratamento

A OFMSW proveniente dos restaurantes, cantinas, hotéis, mercados, entre outros, é recolhida separadamente e transportada para a ETVO em viaturas adequadas. A entrega de resíduos orgânicos é efectuada durante dois turnos: das 00h00 às 8h00, e das 16h00 às 24h00.

A instalação recebe resíduos sete dias por semana que processa em seis dias, 14 horas por dia, 302 dias por ano.

As viaturas de recolha que chegam à ETVO, passam por um sistema de pesagem e registo automáticos, sendo posteriormente encaminhadas para a zona de recepção e descarga.

A área de recepção é confinada e dotada de porta(s) de isolamento adequadas ao acesso de viaturas e mantida em depressão com exaustão de ar de forma a evitar a presença de odores, estando cada zona de descarga individualizada com extracção de ar independente.

Nesta área verifica-se a existência de duas linhas de recepção de resíduos, nomeadamente, uma para resíduos “húmidos” (com um teor de contaminantes máximo de 5%) e uma para resíduos “secos” (com um teor de contaminantes máximo de 11%). A instalação foi também concebida para receber resíduos líquidos (caso dos óleos alimentares), os quais serão encaminhados directamente para os digestores anaeróbios (Figura 3.2.).

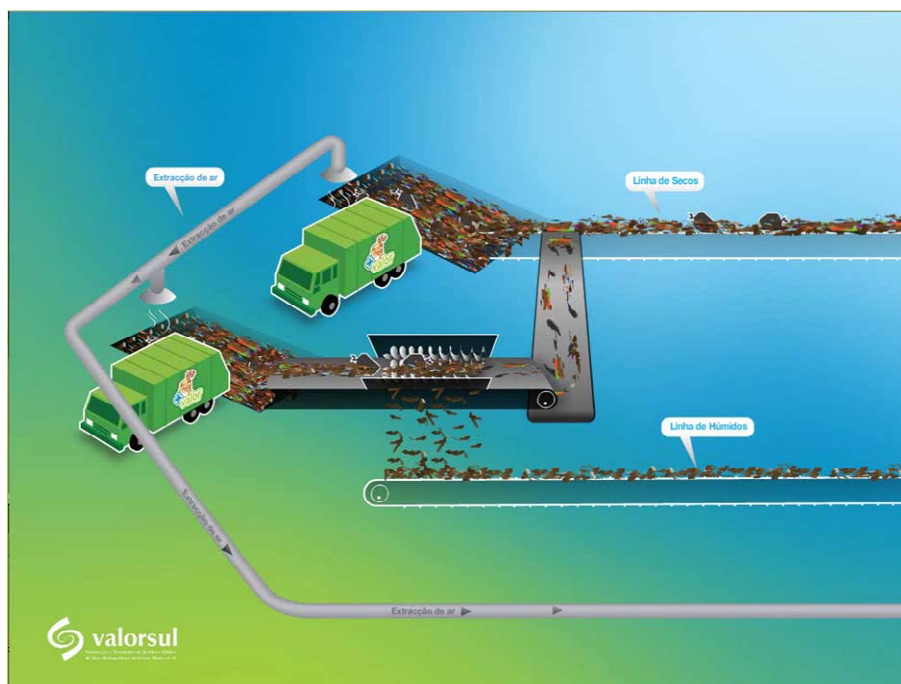


Figura 3.2. - Esquema da zona de recepção (Valorsul, 2008).

Os resíduos “húmidos” (mercados) sofrem apenas um tratamento de diminuição do seu tamanho através de moinhos de martelos que os reduzem a uma granulometria de cerca de 15 mm. Os

resíduos triturados são então recolhidos num tanque de equalização e bombeados para o tanque de hidrólise.

Os resíduos “secos” (restaurantes, cantinas, hotéis) passam através de uma linha de triagem manual, onde se procede à remoção dos materiais de maiores dimensões e à separação dos materiais ferrosos. De seguida são enviados para um “pulper”, onde se processa a maceração dos resíduos, por forma a promover a dissolução e a redução da concentração de sólidos totais, bem como a efectuar a separação de contaminantes. O “pulper” está equipado com um agitador especialmente dimensionado e de elevada potência que transfere a fracção orgânica dos resíduos em suspensão de acordo com o princípio de selecção nas zonas de turbulência tangencial, sendo possível efectuar a separação da maior parte dos inertes pesados (vidro, pedras, metais) que sedimentam no fundo do tanque cónico. A suspensão orgânica entra de seguida, por gravidade num tambor de crivagem onde se procede à separação dos materiais grosseiros e materiais leves (plástico, madeira e papel) e dos inertes finos e pesados (areias, etc), sendo posteriormente enviada para o tanque de hidrólise (Figura 3.3.).

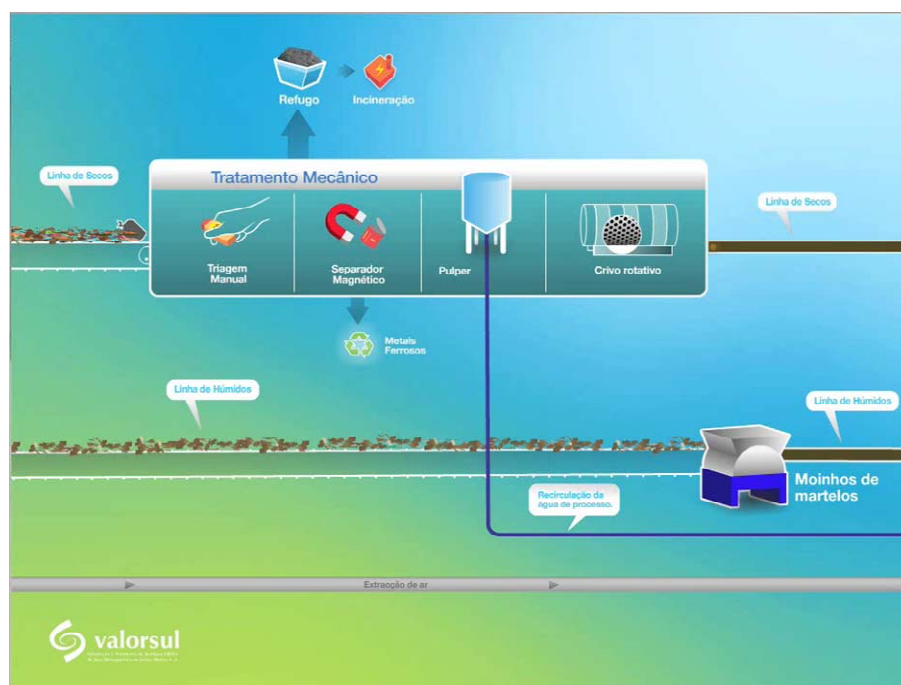


Figura 3.3. - Esquema da zona de pré-tratamento (Valorsul, 2008).

Hidrólise

A suspensão orgânica dos resíduos macerados provenientes das linhas de recepção e pré-tratamento é bombada para o tanque de hidrólise, passando previamente por um classificador de areias que promove a sedimentação de areias e a flotação de materiais plásticos, contaminantes do processo.

O tanque de hidrólise foi concebido para equalização hidráulica anterior à alimentação dos digestores, bem como para o processo de pré-acidificação, através da decomposição da fracção orgânica mais facilmente hidrolisável por populações de bactérias. O tempo de residência dos materiais nesta fase é de cerca de dois dias.

Digestão

O processo de DA é o processo Linde – KCA. Os dois reactores de digestão anaeróbia (numa 2ª fase prevê-se o aumento da capacidade instalação para 60 000 ton/ano, o que implica a construção de um terceiro digestor) são linhas distintas, operadas e controladas de forma independente, tendo sido concebidos para o tratamento de fluidos ricos em sólidos orgânicos e para uma degradação de sólidos voláteis superior a 50%. O tempo de retenção nos digestores é de 21 dias (valores de projecto) apresentando um volume de 3 800 m³ cada.

A concepção dos reactores baseia-se no princípio da recirculação de gás através de um tubo central, em que o fluxo gerado no interior do tubo induz uma forte circulação vertical no reactor (reactor de "loop" interno). Combinando a circulação no tubo central com a injeção de pequenas quantidades de ar pretende-se promover a supressão bioquímica de formação de sulfureto de hidrogénio (H₂S), reduzindo os níveis deste parâmetro no biogás para que este possa ser admitido aos motogeradores.

O processo de digestão é operado numa gama de temperaturas termófila (cerca de 50°C). Para compensar as perdas de calor e promover o aquecimento da suspensão, foi instalado um circuito externo de aquecimento, o qual mantém a temperatura do processo a 50°C. O calor é fornecido pelo arrefecimento da água de refrigeração dos motores a gás (co-geração).

A recirculação intermitente do conteúdo do fundo do reactor com uma bomba centrífuga que origina um fluxo concêntrico na parte inferior do reactor através de uma injeção tangencial, impede a formação de uma camada de sedimentação. A recirculação do líquido força as partículas sedimentadas a movimentarem-se ao longo da inclinação do fundo, até ao ponto mais fundo no centro da base (efeito “chávena de chá”), de onde podem ser removidas através de um tubo de sucção.

A lama resultante da digestão é descarregada, por gravidade, para um tanque intermédio com agitação, de modo a promover a sua homogeneização, sendo posteriormente enviada para a desidratação.

O esquema da zona de digestão, tratamento do biogás e desidratação apresenta-se na Figura 3.4.

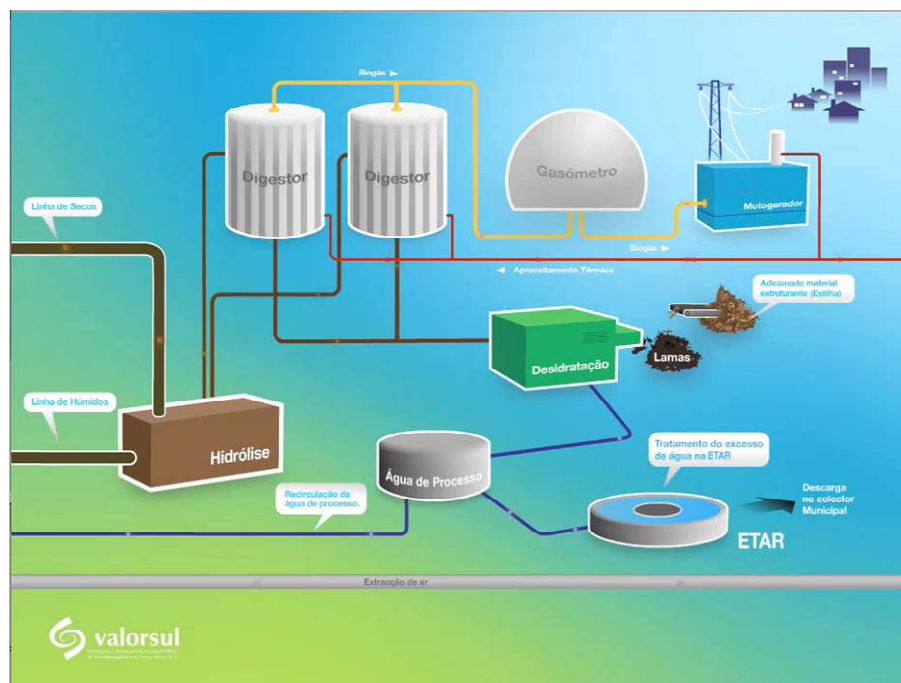


Figura 3.4. - Esquema da zona de digestão, tratamento do biogás e desidratação (Valorsul, 2008).

Desidratação

A lama resultante da digestão é desidratada através de duas centrífugas em paralelo. O nível de separação e de pureza do centrifugado são controlados pela eficiência do equipamento e pela alimentação controlada de floculante.

O produto da digestão desidratado é enviado para os túneis de compostagem.

O centrifugado é utilizado como água de processo, sendo o excesso bombeado para a Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR).

Bioqás/produção de energia

O biogás produzido nos digestores é conduzido a um sistema de arrefecimento e compressão, onde são removidos os condensados, sendo em seguida conduzido para um gasómetro, com capacidade para 2150 m³.

Para a segunda fase está reservado espaço para um segundo gasómetro, de igual capacidade. O gasómetro está equipado com sistemas de segurança e poço de recolha de condensados. Além da pressão interior, a altura de enchimento é também monitorizada pelo sistema de controlo. A jusante do gasómetro são medidas as concentrações de metano, dióxido de carbono, sulfureto de hidrogénio e oxigénio no biogás.

Em caso de necessidade uma tocha permite uma queima controlada do biogás. O tempo de combustão é de cerca de 0,3 segundos e a temperatura de 1200°C.

O biogás extraído do gasómetro é fornecido a dois motogeradores, com uma potência de 836 kW por equipamento. O calor do processo necessário ao funcionamento da instalação é obtido através do sistema de arrefecimento do motor. O calor excedente fica disponível para operações de secagem e similares. Assume-se que haverá sempre pelo menos um motor em funcionamento, de modo a gerar o calor necessário ao processo. A energia eléctrica produzida é suficiente para satisfazer as necessidades internas da central e providenciar um excedente para comercialização.

Compostagem

Na compostagem é utilizado material estruturante (estilha, resíduos de jardim, aparas de madeira) numa percentagem de cerca de 15% (em peso). A fase de pré-compostagem é realizada em 5 túneis fechados e tem uma duração entre 9 e 14 dias. O processo é controlado pela medição da temperatura e pelo teor de oxigénio. Cada túnel tem um ventilador que insufla o ar de exaustão recolhido nas várias zonas da instalação que é aproveitado como ar de processo.

Após a pré-compostagem, o material é colocado na área de maturação em pilhas com uma altura máxima de 2,4 m. As pilhas são revolvidas semanalmente. O tempo de residência no parque de maturação é de cerca de 10 semanas, para um total de 12 semanas (Figura 3.5.).

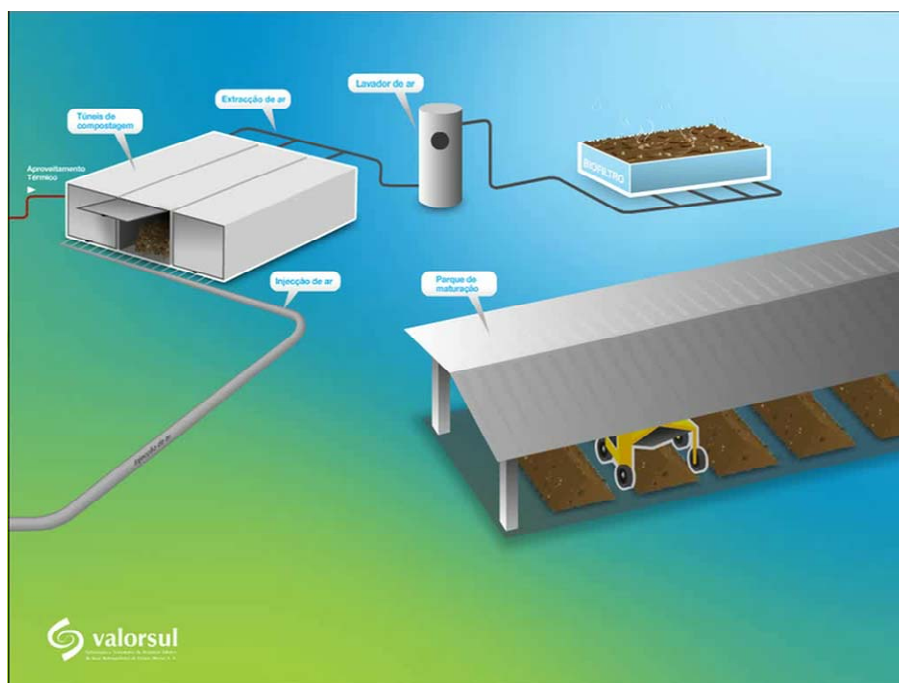


Figura 3.5. - Esquema da zona de compostagem (Valorsul, 2008).

Após a compostagem o material é posteriormente submetido a uma afinação, constituída por um sistema de crivagem e densimetria, sendo armazenado para posterior comercialização, podendo ser ensacado ou vendido a granel (Figura 3.6.).

Para o arejamento forçado do processo de compostagem é introduzido nos túneis o ar que é extraído da zona da recepção e da zona da desidratação, cerca de 27 500 m³/h, sendo posteriormente encaminhado a um lavador de gases antes de seguir para um biofiltro.

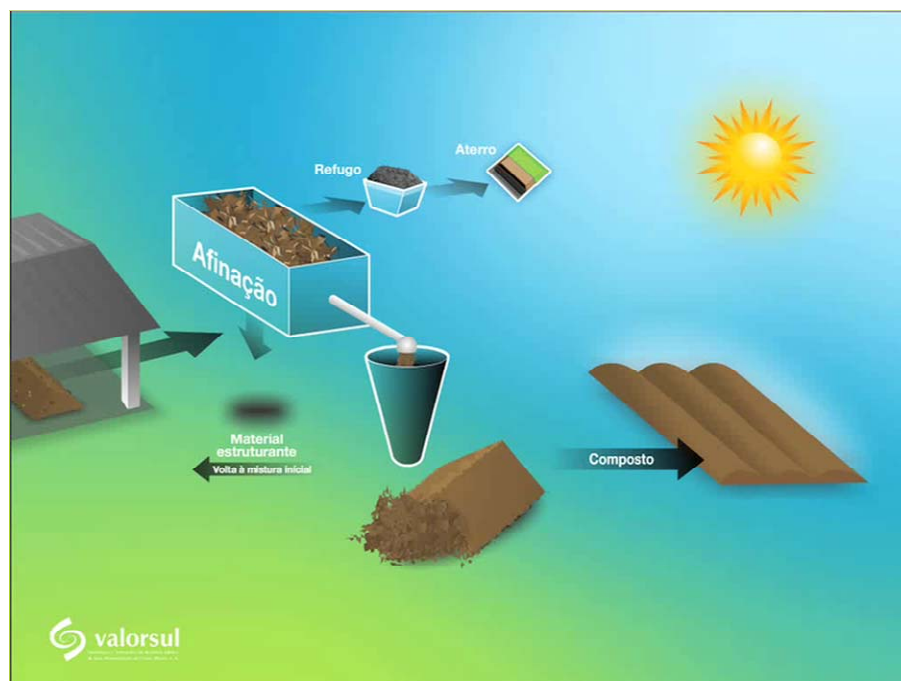


Figura 3.6. - Esquema da zona de afinação e produção do composto final (Valorsul, 2008).

Pré-tratamento de águas residuais

As águas residuais produzidas na instalação são submetidas a tratamento que consiste num sistema de refrigeração para arrefecimento do afluente seguindo-se um tratamento biológico por nitrificação / desnitrificação e bioreactor de membranas. Parte da lama produzida é recirculada de volta ao reactor biológico, sendo a restante enviada para o processo (“pulper”), não se verificando, deste modo, a produção de lamas em excesso.

O efluente pré-tratado poderá ser reutilizado como água de processo sendo o excedente enviado para o colector municipal.

3.2. O programa + Valor

O Programa + Valor consiste no programa de recolha selectiva de OFMSW que foi desenvolvido pela Valorsul em parceria com os municípios accionistas da Amadora, Lisboa e Loures, com vista à recolha desta tipologia de resíduos junto de grandes produtores (restaurantes, cantinas, mercados e hotéis) da Área Metropolitana de Lisboa (Norte).

Em Lisboa, e dependendo do tipo de zona, a recolha é assegurada directamente pela Valorsul ou pelo Município de Lisboa. Para tal, foi realizado um contrato com a empresa IPODEC que envolveu a aquisição de viaturas e fardas próprias com a criação de uma imagem de marca única e um objectivo comum a todos os parceiros: recolher a OFMSW com um teor mínimo de contaminantes em condições de ser processada na ETVO. Deste modo, aos estabelecimentos aderentes é solicitado que separem a matéria orgânica existente nos resíduos que produzem e a coloquem num contentor específico castanho ou verde de tampa castanha, com as instruções de deposição que se apresentam na Figura 3.7.



Figura 3.7. - Instruções de deposição do Programa+ valor (Valorsul, 2008).

Como forma de apoio aos estabelecimentos seleccionados, o Programa prevê a oferta dos contentores e lavagem periódica dos mesmos, recolhas diárias de Segunda a Sábado, bem como a entrega de materiais informativos. Existe ainda, para cada área, um contacto telefónico dedicado para obter mais informações ou efectuar solicitações. Antes do início do programa, a Valorsul promoveu em cada área uma campanha de informação e sensibilização aos estabelecimentos seleccionados, de forma a instruir correctamente os produtores e efectuar o levantamento das principais dificuldades e/ou constrangimentos na sua adesão.

Paralelamente, e de modo a garantir os quantitativos de OFMSW necessários, foi desenvolvido um Sistema de Informação Geográfica (SIG) que foi utilizado para optimização dos vários circuitos de recolha destes resíduos. No final de 2007, 2254 estabelecimentos participaram no Programa + Valor. No Quadro 3.1. apresenta-se informação sobre o início do programa, bem como a distribuição dos quantitativos que foi planeada com vista à recolha das 40 000 Mg/ano, que corresponde à

capacidade nominal da instalação. Apresenta-se igualmente a distribuição dos quantitativos recolhidos em 2006, 2007 e 2008.

Quadro 3.1. - Distribuição dos quantitativos de recolha OFMSW face ao planeado para os anos de 2006, 2007 e 2008.

Origem	Data início (2005)	Quantidades de OFMSW previstas (Mg/ano)	Quantidades de OFMSW em 2006 (Mg/ano)	Quantidades de OFMSW recolhidas em 2007 (Mg/ano)	Quantidades de OFMSW recolhidas em 2008 (Mg/ano)
Recolha Valorsul	IPODEC	11 500	9 914	11 064	11 690
Recolha Municipal	Amadora Lisboa Loures/Odivelas	12 500	10 445	11 767	12 113
Recolha Particular	IPODEC, MARL e outros.	16 000	10 427	9 299	10 645
Total		40 000	30 786	32 129	34 448

Através da análise do Quadro 3.1. é possível concluir sobre a tendência para o aumento das quantidades recolhidas que atingem em 2008 o valor de 34 448 Mg, que é próximo da capacidade de processamento nominal da instalação.

3.3. Metodologia

3.3.1. Caracterização física da fracção orgânica dos RSU recolhidos selectivamente

Por forma a avaliar a qualidade dos resíduos orgânicos entregues na ETVO e a evitar a entrada de substâncias tóxicas no processo biológico, é realizada a caracterização física da OFMSW proveniente de várias origens, isto é, i) dos municípios de Lisboa, Amadora e Loures e dos resíduos provenientes da recolha realizada pela Valorsul (através de uma prestação de serviços com a empresa IPODEC) e ii) de entidades particulares, em que estes quantitativos são entregues, na sua maioria, pela empresa IPODEC (como operador de resíduos, fora da prestação de serviços) que efectua a gestão a recolha destes resíduos em grandes superfícies, nomeadamente nas zonas de restauração de vários centros comerciais e nos hipermercados/supermercados. O MARL e outros pequenos produtores

particulares, apesar de não terem grande expressão no universo da OFMSW recolhida, também foram objecto de caracterização.

As caracterizações da OFMSW tiveram início em 1995, dez anos antes da entrada em funcionamento da ETVO, no âmbito do processo de selecção de grandes produtores desta tipologia de resíduos e tiveram como objectivo a procura de quantitativos de qualidade a processar. Por não existir metodologia específica susceptível de aplicação ao tipo de resíduos em estudo foi tida em conta, para identificação dos diversos componentes, a documentação existente aplicável ao fluxo de RSU, nomeadamente o Documento Técnico n.º 1 – Resíduos Sólidos Urbanos – Quantificação e Caracterização – Metodologia – (DGQA), cujos procedimentos se apresentam de forma simplificada na Figura 3.8.

Esta metodologia foi sucessivamente adaptada, em função da existência de diversos documentos de referência sobre este assunto, sendo de destacar a metodologia da ADEME (documentos MODECOM -*Méthode de Caractérisation des Ordures Ménagères* e REMECOM - *Réseau Européen de Mesures pour la Caractérisation des Ordures Ménagères*), bem como a documentação da ERRA (*European Recovery and Recycling Association*).

Quando a instalação arrancou em Fevereiro de 2005, a caracterização física da OFMSW passou a ter lugar num compartimento construído para esse efeito, situado entre os três portões de descarga afectos à linha de resíduos secos e os dois portões de descarga destinados à linha de resíduos húmidos.

A selecção das viaturas amostradas foi baseada nos seguintes critérios:

- i. Garantir a qualidade da OFMSW, procurando minimizar o teor de contaminantes, através da avaliação dos constituintes incorrectamente depositados. Nesse sentido, foram realizados contratos com as diversas entidades responsáveis pela recolha onde foram definidos os limites de contaminação permitidos, caso contrário a Valorsul poderia accionar penalidades pelo incumprimento daqueles (como o agravamento da tarifa de deposição ou mesmo a rejeição da carga e pagamento dos custos relativos ao adequado tratamento e encaminhamento a destino final daqueles resíduos). As entidades eram periodicamente informadas da composição física dos resíduos recolhidos por circuito, com vista à identificação dos constituintes e identificação dos produtores responsáveis e tentativa de correcção dos erros de deposição junto dos respectivos produtores;
- ii. Com base na avaliação do teor de contaminantes por circuito, decidir a sua distribuição por cada uma das duas linhas de processamento existentes;
- iii. Efectuar o despiste de eventuais substâncias tóxicas que pudessem perturbar a biologia do processo, como é o caso dos compostos tensioactivos (e.g.: detergentes).

De mencionar que os resíduos que apresentam um teor de contaminação mais elevado (até 11%), essencialmente provenientes de restaurantes e supermercados, são encaminhados para a chamada linha de resíduos secos com um pré-tratamento mais exigente, enquanto que os resíduos de qualidade superior, com teor de contaminantes mais baixo (aproximadamente de 5%) e com um teor de humidade superior são descarregados na linha de resíduos húmidos.

Tendo presente os critérios acima referidos, a caracterização de um determinado circuito é ajustada, em função do que se pretende avaliar e da representatividade a garantir. No início, as campanhas de caracterização foram realizadas com uma periodicidade diária sendo amostradas, por dia e em média, 6 amostras de OFMSW de 250 kg cada. A partir do segundo semestre de 2007, esta actividade foi interrompida, uma vez que a empresa considerou ter já reunido um conjunto de dados representativos da composição física destes resíduos, não se justificando, por esse motivo, a sua manutenção com a mesma periodicidade.

O catálogo de triagem encontra-se identificado no Quadro 3.2.

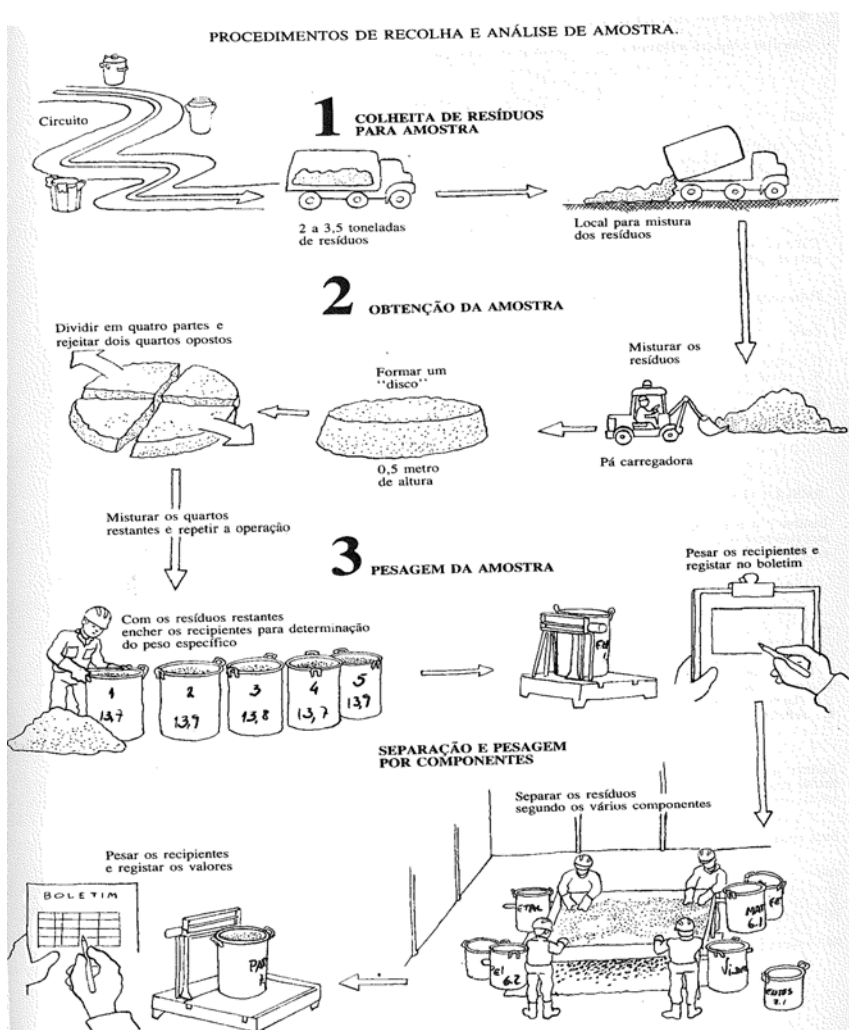


Figura 3.8. - Procedimentos de recolha e análise da amostra segundo a metodologia DGQA (1989).

Quadro 3.2. – Catálogo de triagem utilizado nas campanhas de caracterização física.

Grupo 1 - Putrescíveis	Alimentares	-
	Outros	-
	Finos	<20mm
Grupo 2 - Papel / Cartão	Papel	-
	Cartão	Embalagem
		Não Embalagem
Grupo 3 - Contaminantes	Plástico	Filme
		Garrafas e Frascos
		Outros Plásticos
	Vidro	Embalagem
		Não Embalagem
	Metais	Ferrosos
		Não Ferrosos
	Compósitos	-
	Têxteis	-
	Têxteis Sanitários	-
	Combustíveis	Madeira
		Outros Combustíveis
	Incombustíveis	Inertes
	Resíduos Especiais	Org.embalados e ossos
		Outros Res. Especiais

3.3.2. Caracterização química da fracção orgânica dos RSU recolhidos selectivamente

Com base no processo de caracterização física acima descrito, foi possível aferir, a partir das amostras de 250kg, a composição percentual dos vários componentes da amostra (carne, peixe, legumes, frutas, papel/cartão, etc.). A partir destas percentagens foram compostas amostras para laboratório de aproximadamente 2,5 kg, representativas da amostra inicial (de 250 kg).

Para evitar a degradação das amostras, estas foram embaladas/acondicionadas a frio e entregues num período de 24 horas a um laboratório externo acreditado.

O Quadro 3.3. apresenta os vários parâmetros determinados e os respectivos métodos analíticos usados.

Quadro 3.3. - Parâmetros e métodos de referência utilizados nas análises realizadas em laboratório externo.

Parâmetros	Métodos de Referência	
TS (Sólidos Totais)	DIN ISO 11465	Soil quality - Determination of dry matter and water content on a mass basis - Gravimetric method (ISO 11465:1993)
TVS (Sólidos Voláteis Totais)	DIN ISO 11465	Soil quality - Determination of dry matter and water content on a mass basis - Gravimetric method (ISO 11465:1993)
TOC (Carbono Orgânico Total)	DIN EN 13137	Characterization of waste - Determination of total organic carbon (TOC) in waste, sludges and sediments; EN 13137:2001
Azoto Total (N, % TS)	DIN 38406-E5	German standard methods for the examination of water, waste water and sludge; determination of ammonia-nitrogen (E5)
Fósforo (P, % TS)	DIN EN ISO 11885	Water quality - Determination of 33 elements by inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy

Até à data de elaboração do presente trabalho foram efectuadas duas campanhas de monitorização; a primeira ocorreu durante um semestre, entre Novembro de 2006 e Abril de 2007 e a segunda teve lugar apenas durante o mês de Outubro de 2008.

3.3.3. Controlo Analítico do processo – plano de amostragem

Para efeitos da determinação analítica dos parâmetros de controlo do processo de DA, foi desenvolvido um plano de análises no laboratório da ETVO que envolve a toma diária de amostras. Nos Quadros 3.4. e 3.5. apresenta-se o plano de análises semanal que tem vindo a ser praticado desde o arranque da instalação, com informação sobre os parâmetros amostrados em cada uma das fases do processo e a frequência de amostragem, respectivamente.

No que diz respeito aos métodos analíticos utilizados, grande parte dos parâmetros são determinados colorimetricamente através de kits de análise química da marca *Palintest*.

Através da análise dos quadros, é possível constatar que diariamente são recolhidas amostras de TS, TVS e COD em diversos pontos do processo. A toma de amostras para determinação dos VFA nos digestores e no tanque de hidrólise é realizada 3 vezes por semana. A medição dos azotos é efectuada diariamente, em que a medição de NH_4 nos digestores ocorre à terça-feira.

Quadro 3.4. – Plano de análises semanais realizadas no laboratório da ETVO e respectivos parâmetros

Fases Processo	Pontos de amostragem	2ª feira	3ª feira	4ª feira	5ª feira	6ª feira
Pré-Tratamento	Linha de resíduos secos (no transportador que aflui ao pulper)	-	TS, VS	-	-	-
	Linha de resíduos húmidos (no transportador que aflui aos moinhos de martelos)	-	-	TS, VS	-	-
	Sedimentos Pulper	-	TS, VS	-	-	-
	Sedimentos Crivo	-	TS, VS	-	-	-
	Sedimentos Hidrólise	-	TS, VS	-	-	-
	Fracção Leve	-	TS, VS	-	-	-
	Hidrólise	pH, CODtotal/dissolv., NH ₄ , TKN, VFA, TS, VS	-	pH, CODtotal/dissolv., NH ₄ , TKN, VFA, TS, VS	-	pH, CODtotal/dissolv., NH ₄ , TKN, VFA, TS, VS
	"Pulper	-	pH, TS, VS, COD	pH, TS, VS, COD	pH, TS, VS, COD	-
	Moinhos Martelo	-	pH, TS, VS, COD	pH, TS, VS, COD	pH, TS, VS, COD	-
Digestão	Digestor A	pH, cond, VFA	pH, cond, CODtotal/dissolv., NH ₄ , TKN, Pt/d, Fenol, VFA, TS, VS	-	-	pH, cond, CODtotal/dissolv., VFA, TS, VS
	Digestor B	pH, cond, VFA	pH, cond, CODtotal/dissolv., NH ₄ , TKN, Pt/d, Fenol, VFA, TS, VS	-	-	pH, cond, CODtotal/dissolv., VFA, TS, VS
Desidratação	Centrifugado (tanque)	pH, cond, CODtotal/dissolv., NH ₄ , TKN, TS, VS, TSS	-	-	pH, cond, CODtotal/dissolv., NH ₄ , TKN, TS, VS, TSS	-
	Centrifugado fresco	pH, cond, TS, VS, TSS	-	pH, cond, TS, VS, TSS	-	-
	Sólidos centrifugados	TS, VS	-	TS, VS, TKN	-	TS, VS
ETAR	Entre o reaktor biológico e as membranas	-	pH, cond, CODd, NH ₄ , TKN, NO ₃ , NO ₂ , TS, VS, TSS	-	pH, cond, CODd, NH ₄ , TKN, NO ₃ , NO ₂ , TS, VS, TSS	-
	Tanque anóxico (desnitrificação)	-	-	-	pH, cond, CODd, NH ₄ , TKN, NO ₃ , NO ₂ , TS, VS, TSS	-

Quadro 3.4. - Plano de análises semanais realizadas no laboratório da ETVO e respectivos parâmetros

Fases do Processo	Pontos de amostragem	2ª feira	3ª feira	4ª feira	5ª feira	6ª feira
Várias	Entrada Biofiltro	-	-	1x antes e 1x após arranque da desidratação	-	-
	H2S	-	-	1 X DA e 1 X DB	-	-
	Água <i>air scrubber</i>	pH, cond	pH, cond	pH, cond	pH, cond	pH, cond
	Água torre arrefecimento	-	-	pH, cond	-	-
Compostagem	Saída dos túneis de compostagem	túnel - TS, VS, TKN, Rottegrad				
	Saída do parque de maturação	pilha (ao fim das 10 semanas) - TS, VS, Rottegrad				
	Composto final (após afinação)	pilha - TS, VS, TKN, impurezas, pedras, granulometria, Rottegrad				

Quadro 3.5. – Pontos de amostragem e respectiva frequência semanal

Fases do Processo	Pontos de amostragem	2ª feira	3ª feira	4ª feira	5ª feira	6ª feira
Pré-Tratamento	Linha de resíduos secos (no transportador que aflui ao <i>pulper</i>)	-	x (3xdia)	-	-	-
	Linha de resíduos húmidos (no transportador que aflui aos moinhos de martelos)	-	-	x (3xdia)	-	-
	Sedimentos Pulper	-	X	-	-	-
	Sedimentos Crivo	-	X	-	-	-
	Sedimentos Hidrólise	-	X	-	-	-
	Fracção Leve	-	X	-	-	-
	Hidrólise	X	-	X	-	X
	Pulper	-	X	X	X	-
	Moinhos Martelo	-	X	X	X	-
Digestão	Digestor A	x	x	-	-	x
	Digestor B	x	x	-	-	x

Quadro 3.5. - Pontos de amostragem e respectiva frequência semanal

Fases do Processo	Pontos de amostragem	2ª feira	3ª feira	4ª feira	5ª feira	6ª feira
Desidratação	Centrifugado (tanque)	X	-	-	X	-
	Centrifugado fresco	X	-	X	-	-
	Sólidos centrifugados	X (3xdia)	-	X (3xdia)	-	X (3xdia)
ETAR	Entre o reactor biológico e as membranas	-	X	-	X	-
	Tanque anóxico (desnitrificação)	-	-	-	X	-
	Saída do tratamento	-	X	-	X	-
Várias	Entrada Biofiltro	-	-	X	-	-
	H ₂ S	-	-	X	-	-
	Água <i>air scrubber</i>	X	X	X	X	X
	Água torre arrefecimento	-	-	X	-	-
Compostagem	Saída dos túneis de compostagem	1x túnel				
	Saída do parque de maturação	1x pilha (ao fim das 10 semanas)				
	Composto final (após afinação)	1x pilha - TS, VS, TKN, impurezas, pedras, granulometria, Rottegrad				

De acrescentar que:

- Nas análises de COD, nitritos, nitratos, azoto, amónia, fósforo e fenol, efectuadas por colorimetria, é feita a digestão prévia da amostra no caso do fósforo (105 °C), azoto (105 °C) e COD (150 °C). Para determinação do COD dissolvido as amostras são centrifugadas durante 3 min a 6000 rpm e posteriormente filtradas (porosidade de 22 µm);
- A análise de TSS é efectuada por filtração a vácuo e determinação gravimétrica dos sólidos retidos no filtro, secos a 105 °C;
- Na determinação dos TS a análise é gravimétrica, com secagem a 105 °C. A análise de TVS é efectuada por gravimetria, com incineração a 550 °C;
- A análise dos VFA é efectuada por titulimetria, com ácido sulfúrico, sendo a determinação dos pontos de equivalência a pH 5,10 (VFA na forma iónica) e 3,50 (VFA totais), detectada por potenciometria;
- No que diz respeito à recolha de amostras de composto, foi tida em conta a metodologia de amostragem europeia BS EN 12579:2000, que teve por base normas inglesas. Na aplicação desta metodologia foram determinados 12 locais de amostragem, tendo sido posteriormente aplicada a técnica do quarteio, com vista a obtenção da amostra final, representativa, em condições de ser enviada para laboratório. Os resultados foram obtidos em laboratórios externos acreditados, em que os métodos analíticos aplicados foram os constantes do anexo II da PETQUC (APA, 2008).

Parâmetros medidos em contínuo

Para controlo do processo da DA é ainda efectuada a monitorização em contínuo dos parâmetros pH, temperatura, metano (CH₄) e sulfureto de hidrogénio (H₂S), através de sondas introduzidas nos digestores e de um analisador da marca *Awite Bioenergie Gbr* (para medição do CH₄ e H₂S). Estes instrumentos encontram-se integrados no software de comando e controlo da instalação, a partir do qual é realizada a operação de todo o processo.

4. Resultados e Discussão

4.1. Caracterização física dos resíduos

Como referido no capítulo 3.3.1., por forma a avaliar a composição física da OFMSW entregue na ETVO foram implementadas campanhas de caracterização diárias que tiveram como objectivo: *i)* determinar as percentagens de putrescíveis e de papel/cartão presentes nos resíduos e que constitui a fracção biológica susceptível de tratamento pelo processo de DA, *ii)* avaliar o teor de contaminantes, essencialmente constituído por plásticos, metais e vidro que representam a fracção de materiais inertes não susceptível de tratamento biológico e *iii)* efectuar a distribuição da OFMSW por cada uma das duas linhas de processamento existentes em função do teor de contaminantes aferido naquelas campanhas.

Deste modo, é objecto do presente capítulo a apresentação dos resultados das campanhas de caracterização realizadas durante os anos de 2006 e durante o primeiro semestre de 2007.

Nos Quadros I.1 e I.2 do anexo I apresenta-se a distribuição por origem (municípios, recolha Valorsul e particulares) da média dos valores obtidos nas várias campanhas, em percentagem do peso, de cada um dos componentes principais que foram organizados em três grupos, G1 (putrescíveis), G2 (papel e cartão) e G3 (contaminantes). O valor médio de cada um dos componentes foi ponderado em função das quantidades recolhidas por origem, de acordo com o indicado no Quadro I.3 constante do mesmo anexo.

No Quadro 4.1. são apresentados os dados gerais das campanhas, com indicação das quantidades de OFMSW que foram caracterizadas. Nos Quadros 4.2. e 4.3 é efectuado o resumo dos resultados das caracterizações por linha de processamento (linha de resíduos secos e linha de resíduos húmidos). A distribuição por linha foi efectuada com base nos valores de contaminantes obtidos para cada um dos circuitos de recolha de OFMSW proveniente de cada uma das origens. De referir que os circuitos designados por “Lisboa húmidos” e “Valorsul húmidos” são circuitos que apresentam um teor de contaminantes mais baixo, pelo que são encaminhados para a linha de resíduos húmidos. Estes circuitos, são essencialmente constituídos por resíduos provenientes de mercados e cantinas. Por outro lado, os circuitos dos mesmos produtores, designados por “secos” apresentam um teor de contaminantes superior, sendo encaminhados para a linha de resíduos secos. Estes resíduos são na sua maioria provenientes de restaurantes e de supermercados. Os resíduos recolhidos pelo município de Loures são distribuídos 50/50 por cada uma das linhas. Os resíduos recolhidos pelo município da Amadora apresentam boa qualidade, com um baixo teor em contaminantes sendo direccionados para a linha de resíduos húmidos.

No que diz respeito aos resíduos provenientes de particulares, de destacar, pela sua representatividade os resíduos transportados pela IPODEC que, comparativamente aos restantes circuitos, apresentam uma qualidade inferior, sendo descarregados na linha de resíduos secos. Estes

resíduos, antes de serem entregues na ETVO sofrem uma triagem prévia nas instalações da IPODEC para uma primeira remoção de contaminantes. Esta linha de separação é composta por um abridor/destroçador de sacos e por uma linha de triagem manual.

Os resíduos provenientes do Mercado Abastecedor da Região de Lisboa (MARL) apresentam uma boa qualidade, com um teor em contaminantes reduzido, pelo que são encaminhados para a linha de resíduos húmidos.

Quadro 4.1. – Dados gerais relativos às campanhas de caracterização de RUB em 2006 e 1º semestre de 2007.

Dados Área Metropolitana de Lisboa		
Nº de Habitantes	1.040.757	
Nº de Produtores	2.254	
Campanhas de Caracterização	2006	2007 (Jan-Jun)
Mg caracterizadas (Mg)	83,7	63,2

Quadro 4.2. - Caracterização física por linha de processamento. Resumo das campanhas de 2006.

Composição Física média ponderada RO Recolhido				Linha Húmidos		Linha Secos	
				Mg	%	Mg	%
G1 - Putrescíveis	Alimentares			7490,6	72,7	14092,6	71,1
	Outros			139,5	1,4	48,4	0,2
	Finos	<20mm		1063,2	10,3	1815,5	9,2
				8693,3	84,4	15956,4	80,5
G2 - Papel / Cartão	Papel			689,8	6,7	1436,5	7,2
	Cartão	Embalagem		109,3	1,1	423,4	2,1
		Não Embalagem		14,0	0,1	115,7	0,6
				813,1	7,9	1975,6	10,0
G3 - Contaminantes	Plástico	Filme		472,4	4,6	811,9	4,1
		Garrafas e Frascos		22,4	0,2	71,2	0,4
		Outros Plásticos		72,5	0,7	323,7	1,6
				567,4	5,5	1206,8	6,1
	Vidro	Embalagem		48,2	0,5	161,8	0,8
		Não Embalagem		3,2	0,0	10,2	0,1
				51,4	0,5	172,0	0,9
	Metais	Ferrosos		21,2	0,2	55,3	0,3
		Não Ferrosos		6,9	0,1	24,0	0,1
				28,1	0,3	79,3	0,4
	Compósitos			31,8	0,3	109,4	0,6
	Têxteis			16,2	0,2	44,9	0,2
	Têxteis Sanitários			8,6	0,1	26,5	0,1
	Combustíveis	Madeira		18,7	0,2	38,4	0,2
		Outros Combustíveis		6,7	0,1	16,6	0,1
	Incombustíveis	Inertes		15,4	0,1	37,8	0,2
	Resíduos Especiais	Pilhas e Acumuladores		44,6	0,4	149,1	0,8
		Outros Res. Especiais		1,9	0,0	9,3	0,0
				143,9	1,4	431,8	2,2
					10297,1	100,0	19822
Total de Contaminantes				791	7,7	1890	9,5

Quadro 4.3. - Caracterização física por linha de processamento. Resumo das campanhas 1º semestre de 2007.

Composição Física média ponderada RO Recolhido				Linha Húmidos		Linha Secos	
				Mg	%	Mg	%
G1 - Putrescíveis	Alimentares			4216,5	72,0	9080,8	70,0
	Outros			64,5	1,1	51,9	0,4
	Finos	<20mm		632,2	10,8	1382,3	10,7
				4913,2	83,9	10515,0	81,0
G2 - Papel / Cartão	Papel			374,4	6,4	857,7	6,6
	Cartão	Embalagem		59,2	1,0	318,7	2,5
		Não Embalagem		6,2	0,1	58,6	0,5
				439,9	7,5	1235,0	9,5
G3 - Contaminantes	Plástico	Filme		309,1	5,3	575,9	4,4
		Garrafas e Frascos		14,4	0,2	26,6	0,2
		Outros Plásticos		41,2	0,7	214,7	1,7
				364,7	6,2	817,0	6,3
	Vidro	Embalagem		26,3	0,4	85,6	0,7
		Não Embalagem		1,3	0,02	4,5	0,03
				27,6	0,5	90,1	0,7
	Metais	Ferrosos		14,0	0,24	40,0	0,3
		Não Ferrosos		3,6	0,06	13,9	0,1
				17,7	0,3	53,9	0,4
	Compósitos			15,3	0,3	58,5	0,5
	Têxteis			9,9	0,2	32,6	0,3
	Têxteis Sanitários			4,1	0,1	16,2	0,1
	Combustíveis	Madeira		9,3	0,2	31,5	0,2
		Outros Combustíveis		3,4	0,1	9,9	0,1
	Incombustíveis	Inertes		5,7	0,1	22,3	0,2
	Resíduos Especiais	Org.embalados e ossos		41,8	0,7	92,5	0,7
		Outros Res. Especiais		1,0	0,0	2,5	0,0
				90,5	1,5	266,0	2,0
					5853,5	100,0	12977
Total de Contaminantes				500	8,5	1227	9,5

Da análise dos Quadros 4.2 e 4.3. é possível constatar que a SC-OFMSW entregue na ETVO apresenta uma fracção putrescível (incluindo papel e cartão) entre 90% e 92%, por linha de resíduos secos e linha de resíduos húmidos, respectivamente. A linha de resíduos húmidos apresenta um teor em contaminantes aproximado de 7,7% enquanto que na linha de resíduos secos foi obtido um teor

superior de 9,5%. Realça-se a pequena diferença de valores por linha de processamento.

No que diz respeito ao teor em contaminantes, verifica-se que a grande percentagem (mais de 5 %) é devida à existência de plásticos, em que o filme proveniente dos sacos de plástico onde a OFMSW é acondicionada, representa o contaminante principal. Ainda de salientar a pequena representatividade de vidro e metais e ainda a categoria designada por resíduos especiais, onde se incluem outros resíduos detectados pontualmente (como restos de ossos).

No Quadro 4.4. apresenta-se a comparação bibliográfica do teor em putrescíveis da OFMSW proveniente de esquemas de recolha selectiva (SC –OFMSW ou SS-OFMSW) e da OFMSW proveniente da fracção indiferenciada dos RSU. Esta abordagem teve como objectivo comparar as características físicas da OFMSW de origens semelhantes à da Valorsul, e que é proveniente de esquemas de recolha selectiva, e por outro lado avaliar as principais diferenças entre a OFMSW de origens distintas.

Comparando os valores acima obtidos com as referências encontradas na literatura verifica-se que, em relação aos trabalhos desenvolvidos por Cecchi *et al.* (2003), relativos à caracterização da SC-OFMSW recolhida em 24 municípios da zona de Milão em que foi obtido teor de materiais passíveis de serem compostados de 97,8% (isto é, susceptíveis de serem processados biologicamente) é possível constatar que a SC-OFMSW afluente à ETVO apresenta uma qualidade ligeiramente inferior.

Quadro 4.4. - Percentagem de putrescíveis em função da tipologia de recolha da OFMSW.

Instalações	Putrescíveis (% orgânicos + papel)	Referência
SC-OFMSW (Valorsul)	90-92	-
SC – OFMSW (Milão)	93,0-99,7	Cecchi <i>et al.</i> , 2003
SS-OFMSW (16 000Mg)+ estruturante +estrume (25000Mg) + lamas (7800 Mg) (Bassano)	77-95	Pavan <i>et al.</i> , 2008
SS-OFMSW (13 000Mg)+ estrume(3000Mg) + lamas (7800Mg)(Camposampiero)	90-95	Pavan <i>et al.</i> , 2008
SC-OFMSW (14500Mg)+ lamas(50 000 Mg) (Treviso)	70-75	Pavan <i>et al.</i> , 2008
MS- OFMSW obtida após crivagem 70 mm	85 (76,9% orgânicos +8,4% papel/cartão)	Mace <i>et al.</i> , 2002
MS-OFMSW de resíduos domésticos após triagem manual e/ou mecânica (Amiens)	64	Saint-Joly <i>et al.</i> , 1999
MS-OFMSW de resíduos doméstico (Tilburg)	34	Saint-Joly <i>et al.</i> , 1999
MS-OFMSW (Bassano)	44-66	Bolzonella <i>et al.</i> , 2005
MS-OFMSW	55	Pavan <i>et al.</i> , 2008

Através da observação do mesmo quadro é possível concluir que a OFMSW da Valorsul apresenta um teor em putrescíveis dentro da gama de valores reportada para as instalações de Bassano e Camposampiero, apesar destas últimas não receberem apenas OFMSW mas também estrume e lamas. Em relação a Treviso, de salientar ainda a grande representatividade dos quantitativos de lamas que poderão eventualmente justificar a obtenção de um teor de putrescíveis inferior.

Por outro lado, também é possível constatar que quando a OFMSW provém de esquemas de recolha indiferenciada (MS-OFSW) o teor de putrescíveis apresenta valores mais baixos, entre 34% (Saint-Joly *et al.*, 1999) e 85% (Mace *et al.*, 2002).

4.2. Composição físico-química

Para avaliar as características físico-químicas da OFMSW entregue na ETVO, e como referido no capítulo 3.3.2, foi tido como referência os resultados obtidos em duas campanhas de monitorização, em que a primeira teve a duração de um semestre, entre os meses de Novembro de 2006 e Abril de 2007 e a segunda teve lugar apenas durante o mês de Outubro de 2008. A preparação das amostras de resíduos a enviar para o laboratório externo (amostras de 2,5 kg) foi realizada de acordo com os procedimentos descritos no capítulo 3.3.2.

Os parâmetros analisados e os resultados obtidos nas duas campanhas de caracterização apresentam-se no Quadro I.1. do Anexo II e encontram-se organizados por origem.

No Quadro 4.5. apresenta-se o resumo destes resultados que foram tratados estatisticamente, em termos da média, desvio padrão e percentis 75 e 25.

Quadro 4.5. - Composição físico-química da OFMSW recebida na ETVO.

Parâmetros	Unidades	Média	Percentile 75	Percentile 25	Nº amostras	Desvio padrão
TS	[%]	27,6	31,4	24,1	55	5,0
TVS	%, TS	86,9	91,4	81,9	15	6,0
TOC	[g/kg m.s.]	422,0	461,0	389,0	55	6,4
N,	[g/kg m.s.]	34,8	37,5	23,5	55	2,0
P,	[g/kg m.s.]	4,5	4,1	2,5	55	4,4

Tendo em conta os valores apresentados no Quadro 4.5, procedeu-se à comparação com os valores reportados na literatura. Neste exercício de comparação, para além do levantamento de

características de resíduos provenientes do mesmo tipo de esquemas de recolha selectiva de OFMSW (SC –OFMSW ou SS-OFMSW) foram também consideradas as características da OFMSW proveniente da fracção indiferenciada dos RSU. Esta abordagem teve como objectivo procurar padrões comuns entre as características químicas da OMSW de origens semelhantes, proveniente de esquemas de recolha selectiva, e por outro lado avaliar as principais diferenças entre a OFMSW de origens distintas.

No Quadro 4.6. apresenta-se o resultado da análise comparativa.

Quadro 4.6. - Composição físico-química da OFMSW - comparação bibliográfica

Tipologia de Recolha	TS (%)	TVS (% TS)	N (% TS)	P (% TS)	Referências
SC –OFMSW (Valorsul)	28	87	3,5	0,4	
SC-OFMSW de mercados (Pavan et al., 2000)	5,44-13,27	78,2-92,0	1,4-3,3	1,3-3,3	Cecchi et al., 2003
SC-OFMSW de cantinas (Cecchi et al., 1997)	21,4-27,4	91,3-99,7	2,6-3,7	0,13-0,28	Cecchi et al., 2003
SC-OFMSW + lamas (Treviso)	30	76			Pavan et al., 2008
SC-OFMSW (Kubler et al., 1999)	29	63	2,2 -3,4	0,4-0,6	Cecchi et al., 2003
SC-OFMSW (De Baere)	31	70			Cecchi et al., 2003
SC-OFMSW (CITEC, 2000)	7-15	80-90	1,5-3,0	1,0-3,0	Mata-Alvarez et al., 2003
SC-OFMSW	30	67			Pavan et al., 2008
SS-OFMSW + estrume + lamas (Camposamp).	29	80			Pavan et al., 2008
SS-OFMSW (Cecchi et al., 1989)	20	88	3,2	0,4	Mata-Alvarez et al., 2003
SS - OFMSW + estrut. (Bassano)	33	77			Pavan et al., 2008
SS - OFMSW (Svard et. al, 2003)	20-30	80-90			Davidsson, A. et al., 2007
SS – OFMSW (Sans et al., 1995)	16,39	90	2,1	2,6	Cecchi et al., 2003
SS - OFMSW (CITEC, 2000)	17-25	70-90			Mata-Alvarez et al., 2003
SS - OFMSW	16	91			Pavan et al., 1999
SS - OFMSW	18	89			Pavan et al., 2008
MS-OFMSW (Tilburg)	39% - 60%	36% - 64%			Saint-Joly et al. (1999)
MS-OFMSW	48-72	35-91			Bolz. et al., 2005
MS-OFMSW	22	49			Bolz. et al., 2002
MS-OFMSW	65	47			Pavan et al., 1999
MS-OFMSW	75	45			Pavan et al., 2008
MS-OFMSW	76	44			Cecchi et al., 1990
MS-OFMSW	46	38			Mace et al., 2002

Através da análise do Quadro 4.6. e da Figura 4.1., é possível concluir que no que diz respeito aos teores de sólidos TS e TVS, azoto e fósforo a SC-OFMSW recebida na Valorsul apresenta valores que se encontram dentro dos limites reportados na literatura para resíduos provenientes de esquemas de recolha selectiva, SC-OFMSW e SS-OFMSW (assinalado a rosa). Esta tipologia de resíduos é caracterizada por apresentar um teor de TS mais baixo, o que significa que os resíduos são muito húmidos, consequência da elevada percentagem de resíduos orgânicos, como se constata no Quadro 4.4 (em que o teor de putrescíveis na OFMSW proveniente de recolha selectiva apresenta valores aproximados de 90% ou superiores). Por outro lado, é também possível constatar a grande diferença entre os teores de TVS quando a comparação é efectuada com a OFMSW, obtida a partir da

separação por processos mecânicos da fracção indiferenciada dos RSU (MS-OFMSW), que apresenta, nestes casos, um teor de TVS inferior. Esta situação, por sua vez, é devida à existência de um teor de putrescíveis inferior, como também se pode concluir através da análise do Quadro 4.4., e que estará eventualmente relacionada com a existência de um teor de inertes (contaminantes) superior. Por esse motivo, os resíduos provenientes da recolha indiferenciada são mais secos apresentando na generalidade das situações um teor de TS superior (Figura 4.2), apesar da maior variabilidade de valores.

Na Figura 4.2. é possível verificar que a OFMSW proveniente de esquemas de recolha selectiva apresenta teores de TVS (%TS) superiores a 60%, enquanto que a OFMSW que resulta da fracção indiferenciada de RSU apresenta na maioria das situações valores de TVS entre 40% e 50%. Na mesma figura é ainda possível observar que os valores de TVS apresentam uma maior variabilidade na SC-OFMSW do que na SS-OFMSW, esta última com valores mais constantes entre 80% e 90%. Segundo Saint-Joly *et al* (1999), nos países do Norte da Europa como a Alemanha, Holanda e Bélgica, os resíduos processados consistem numa mistura de restos de comida com resíduos de jardim, sendo esta última fracção responsável pelo aumento do teor de sólidos totais e por uma redução da biodegradabilidade daqueles resíduos. De acordo com Sanders *et al* (2003) o teor de TS pode ser influenciado de forma significativa pela presença de resíduos de jardim, cuja digestão origina uma produção de biogás mais baixa comparativamente com a utilização de restos de comida (designados por *kitchen wastes*), devida a presença de uma proporção significativa de fibras lignocelulósicas de difícil degradação.

No artigo desenvolvido por Saint-Joly *et al.* (1999) foram analisadas diversas instalações, em termos das características dos resíduos processados e a sua relação na produção de biogás a partir do processo de DA da tecnologia Valorga. Os autores concluíram que em Tilburg (Holanda) a variação anual do teor de TS e de TVS é significativa, entre 39% e 60% e entre 36% e 64%, respectivamente. O teor de TS aumenta durante o Verão e diminui no Inverno enquanto que a variação de TVS tem uma evolução oposta. Estas variações são devidas às diferenças nos quantitativos entregues de resíduos de jardim que são maiores nos meses de Verão, provocando um aumento dos TS e uma diminuição do teor de TVS. Os autores demonstram que quanto maior for a presença de resíduos de jardim menor é a produção de biogás. Na Figura 4.3. é possível verificar, para a instalação de Tilburg (Holanda), a variação do teor de TS e TVS e a sua influência na produção de biogás.

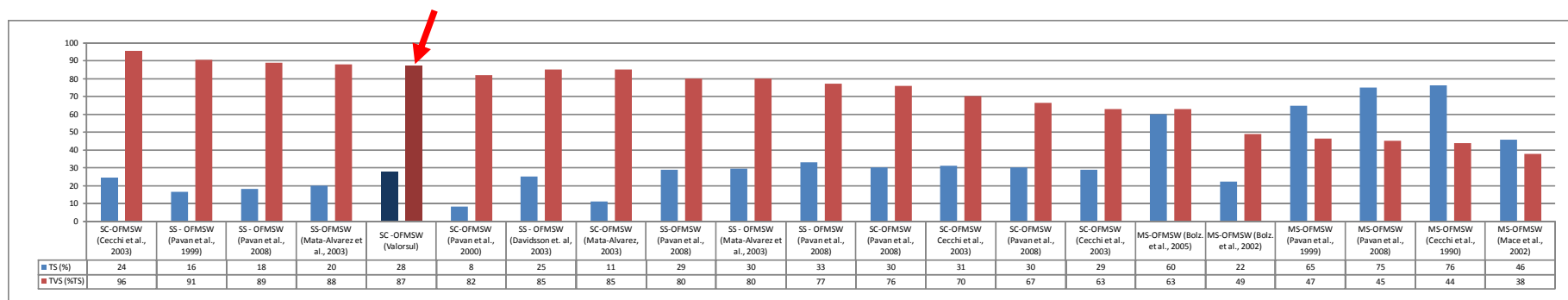


Figura 4.1. - Variação dos teores de TS e TVS em função da tipologia de recolha da OFMSW.

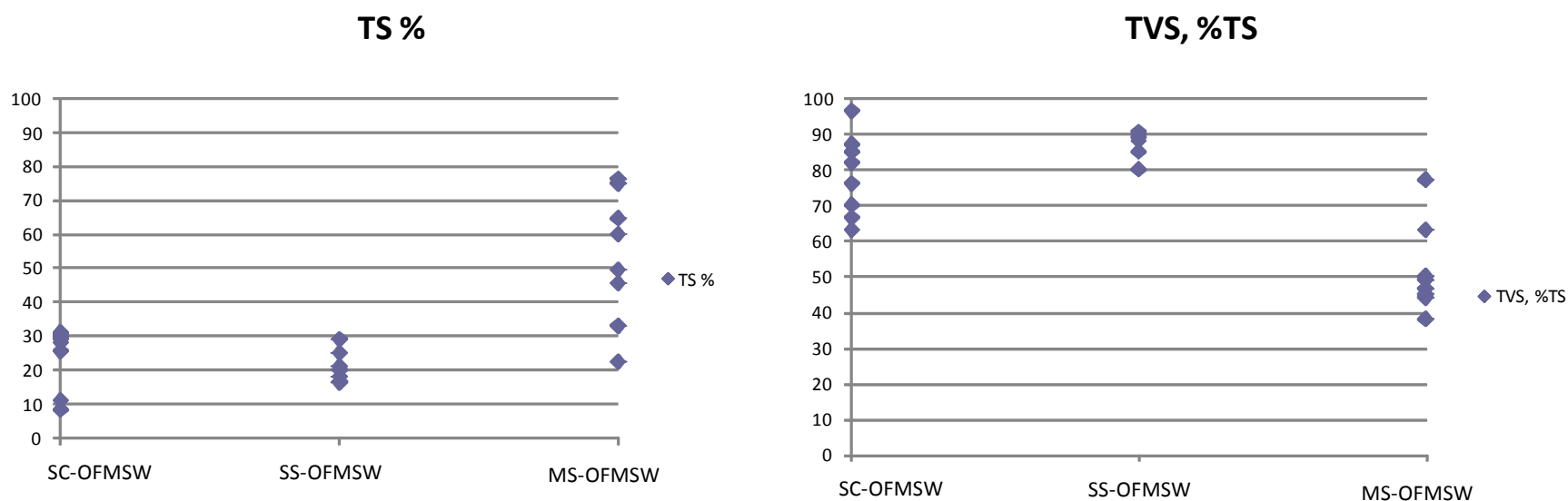


Figura 4.2. - Variação dos teores de TVS em função da origem da OFMSW.

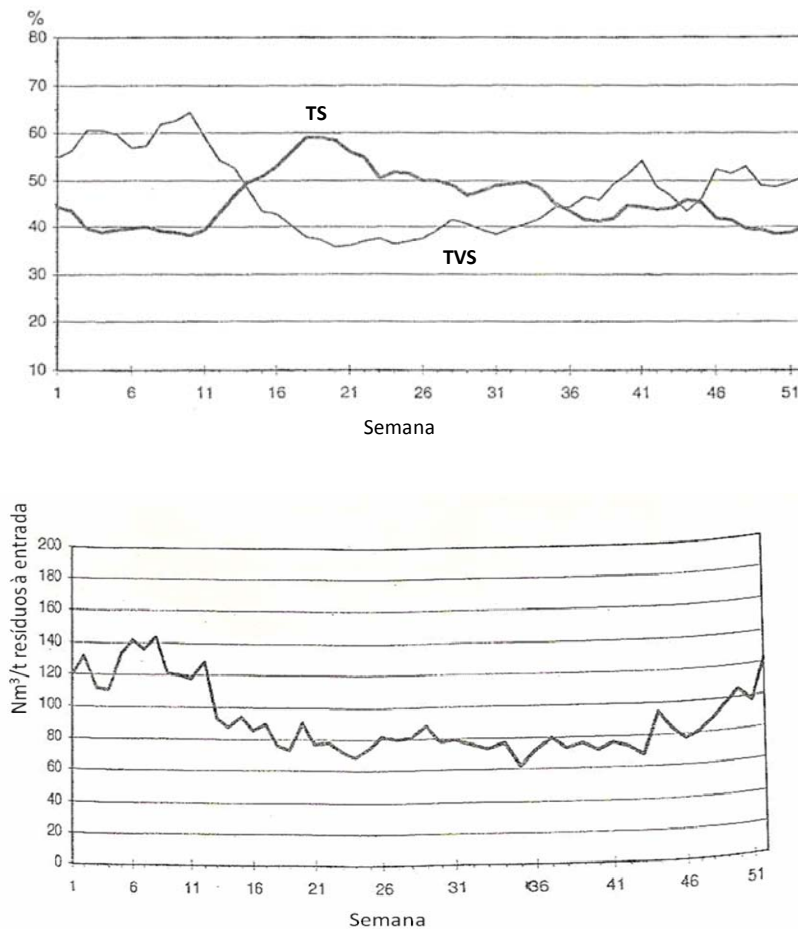


Figura 4.3. - Variação dos teores de TS e TVS ao longo do ano em Tilburg e a sua influência na produção de biogás (Saint-Joly *et al.*, 1999).

4.3. Variação sazonal das características dos resíduos

Por forma a avaliar a influência das variações sazonais nas características físico-químicas da OFMSW foi estudada a influência da temperatura exterior na variação dos parâmetros TS, TVS, VFA, COD total e COD solúvel. No que diz respeito aos parâmetros TS e TVS, os valores utilizados traduzem a média aritmética dos resultados mensais obtidos em cada uma das linhas de processamento: *i)* no caso da linha de resíduos secos a recolha da amostra para determinação do parâmetro é efectuada no transportador que aflui ao “pulper”, após triagem manual; *ii)* na linha de resíduos húmidos a recolha de amostras é efectuada após crivagem no transportador que aflui ao equipamento moinhos de martelos. Na determinação dos parâmetros VFA, COD total e COD solúvel, as amostras para determinação dos parâmetros foram colhidas na suspensão do tanque de hidrólise, antes da entrada no digestor. A informação relacionada com a média da temperatura máxima mensal foi obtida junto

do Instituto de Meteorologia, IP Portugal (2008). Os resultados obtidos em 2007 apresentam-se no Quadro III.1 do Anexo III e na Figura 4.4.

Estes resultados foram comparados com estudos semelhantes realizados (Cecchi *et al.*, 2003) e Cecchi *et al.* (1992).

Cecchi *et al.* (2003) apresentam resultados da avaliação, durante um ano, da influência das variações sazonais da temperatura exterior nas características da SC-OFMSW. Os valores obtidos neste trabalho encontram-se representados na Figura 4.5. De salientar, no entanto, que não foi possível ter acesso ao estudo base onde o mesmo se encontra reportado, não tendo por esse motivo sido possível averiguar quais as condições e/ou metodologia que foram tidas em conta aquando a sua realização e se o mesmo foi realizado à escala piloto / laboratorial ou à escala real. Como conclusões do estudo e por observação da Figura 4.5., verifica-se que as variações sazonais parecem não afectar as características da SC-OFMSW.

Num estudo efectuado por Cecchi *et al.* (1992), os autores efectuaram um ensaio à escala piloto para avaliar a putrescibilidade do substrato através do estudo da variação da concentração de VFA e a sua capacidade de solubilização, traduzida pela razão COD dissolvido/COD total.

No trabalho desenvolvido, os autores utilizaram numa primeira série de dados a SS-OFMSW proveniente de agregados familiares de uma área considerada representativa da cidade de Treviso (Itália). Na segunda série de dados foram utilizados como substratos SC-OFMSW proveniente de cantinas e lamas de ETAR que foram misturados numa proporção de 50/50. Os resíduos foram misturados, diluídos e armazenados num tanque durante 2 - 3 dias. O reactor utilizado tinha um volume de 3 m³ e encontrava-se em mistura completa.

Os resultados obtidos por Cecchi *et al.* (1992) permitem concluir que a temperatura influencia a concentração de VFA, que aumentou à medida que a temperatura subia.

No que diz respeito à razão COD solúvel/COD total, os autores concluíram que a temperatura não tem influência na solubilização do substrato, não tendo sido observada nenhuma relação de dependência entre aqueles parâmetros.

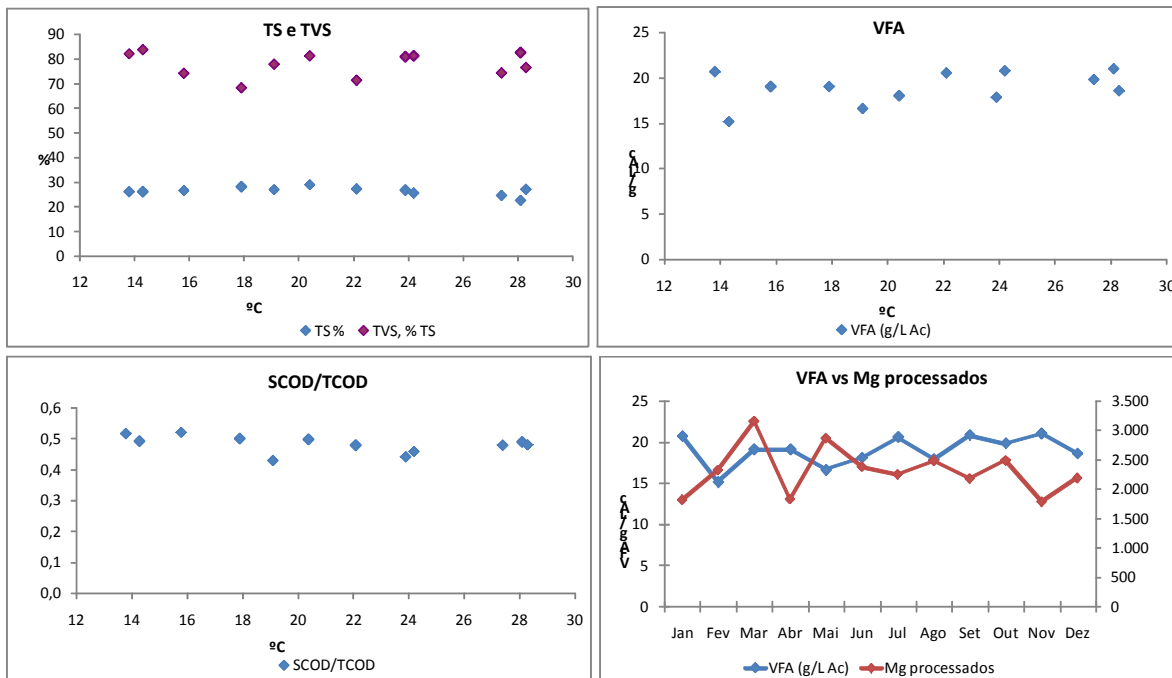


Figura 4.4. - Evolução das características físico-químicas da SC-OFMSW com a variação da temperatura exterior durante 2007 (média dos valores máximos mensais).

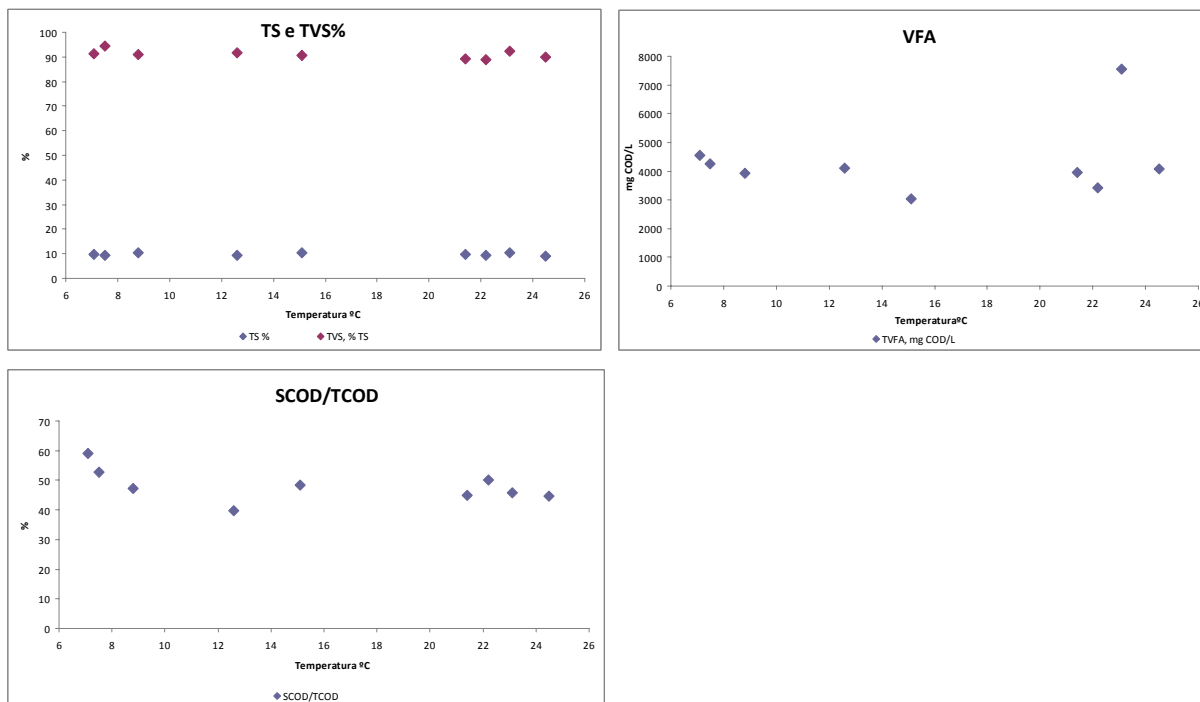


Figura 4.5. - Evolução das características da OFMSW com a variação da temperatura exterior (Cecchi *et al.*, 2003).

Através da análise da Figura 4.5. e Quadro III.2 do Anexo III, constata-se que as variações sazonais parecem não afectar as características da SC-OFMSW entregue na ETVO. De salientar que, no caso dos VFA as variações do parâmetro detectadas ao longo do ano encontram-se relacionadas com as diferenças nos quantitativos de resíduos recebidos na instalação, não ficando demonstrado que a sua evolução possa ser influenciada pela variação da temperatura exterior. Por outro lado, deverá ser tido em conta que, atendendo à elevada putrescibilidade do material discutida nos capítulos 4.1. e 4.2. poderá ter ocorrido alguma degradação/solubilização prévia nos contentores de recolha, o que também levanta algumas reservas em relação às conclusões supracitadas, isto é, se a razão de não terem sido detectadas variações das características da OFSMW poderá ter sido devida ao facto daquelas terem ocorrido previamente à fase de descarga dos resíduos nas fossas de recepção, apesar da frequência de recolha diária estar garantida na maioria dos circuitos.

4.4. As características dos resíduos e o comportamento do processo de Digestão Anaeróbia

Tendo em conta a composição física e as características da SC- OFMSW recebida na ETVO foi efectuado o estudo do comportamento do processo de DA ao nível da determinação dos parâmetros operacionais de controlo do processo (SGP, % remoção de TVS, OLR, temperatura, VFA, alcalinidade, COD, amónia, entre outros) que se encontram acima descritos no ponto 2.2.2.

No Quadro 4.7 apresentam-se os valores médios dos parâmetros característicos, obtidos durante o ano de 2007, na suspensão que alimenta os digestores (local de amostragem à saída do tanque da hidrólise e nos digestores, de acordo com o Quadro 3.4). Estes resultados foram comparados no mesmo quadro com diversos estudos realizados na matéria em que foi avaliado o desempenho de diversos sistemas, tendo em conta diferentes origens de substratos (SC-OFMSW, SS-OFMSW e MS-OFMSW) e diferentes condições de processo (mesofílicas e termofílicas).

Assim, é possível constatar que a OFMSW entregue na Valorsul apresenta, na generalidade das situações, valores do parâmetro SGP e percentagem de remoção de TVS superiores aos referidos na literatura para substratos de origens semelhantes, pelo que se conclui sobre o bom desempenho do processo de DA e a elevada biodegradabilidade dos resíduos processados.

As características do substrato a alimentar mostram uma concentração elevada de VFA, comprovando a elevada putrescibilidade dos resíduos (Quadro 4.4) e a ocorrência da fase acidogénica.

No que diz respeito à solubilização do substrato (rácio SCOD/TCOD), verifica-se que cerca de metade do COD é hidrolisado quando os valores reportados na literatura referem valores de 30%. Esta situação significa que uma grande quantidade de TVS é hidrolisada num período de tempo reduzido (Neiva Correia *et al.*, 2007).

Por sua vez, nos digestores é possível constatar uma solubilização do material em 75%, o que

permite justificar o baixo teor de sólidos na digestão de 2,8% (TS), quando comparado com outros processos.

A razão VFA/Alcalinidade toma o valor de 0,38 o que traduz uma boa estabilidade do processo, tendo em conta o referido acima no capítulo 2.2.2.2.

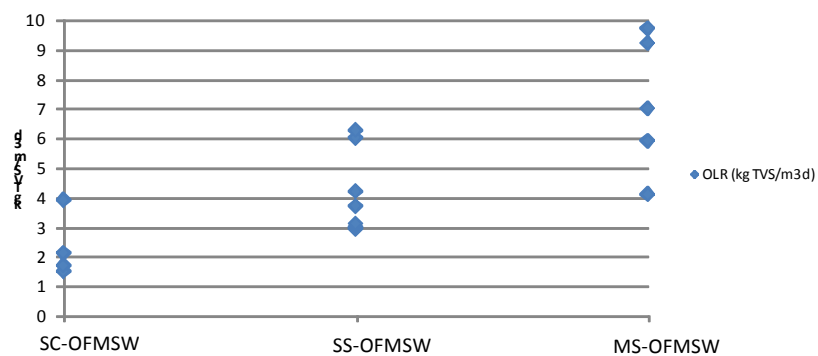
O Quadro 4.7 também permite evidenciar o modo como o desempenho do digestor varia em função da utilização de diferentes substratos de origem SC-OFMSW, SS-OFMSW ou MS-OFMSW, nomeadamente no que diz respeito aos parâmetros SGP, GPR e percentagem de remoção de TVS. Estes parâmetros apresentam valores e/ou rendimentos mais baixos na presença de resíduos de origem MS-OFMSW quando comparados com SC-OFMSW e SS-OFMSW. Por outro lado, os parâmetros OLR e TS apresentam valores superiores quando o substrato é proveniente de tipologias MS-OFMSW (Neiva Correia, *et al.*, 2008). Esta situação encontra-se relacionada com as características físico-químicas do substrato, como se refere nos Quadros 4.4 e 4.6 e nas Figuras 4.1. e 4.2., com teores em putrescíveis e TVS inferiores aos obtidos em resíduos provenientes de esquemas de recolha selectiva SS-OFMSW e SC-OFMSW. A Figura 4.6. mostra a variação da SGP e OLR, em função do tipo de substrato processado e onde estas tendências podem ser observadas.

Quadro 4.7. - Comparação bibliográfica do desempenho de diversos sistemas de DA, tendo em conta diferentes origens de substratos (SC-OFMSW, SS-OFMSW e MC-OFMSW) e diferentes condições de processo.

Identificação	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Tipologia da OFMSW	SC-OFMSW	SS-OFMSW	SS-OFMSW	SC-OFMSW+ lamas	SS-OFMSW	SS-OFMSW	SS-OFMSW	SS-OFMSW	SS-OFMSW+ lamas+ estrume	SS-OFMSW+ estrut.	SC-OFMSW+ lamas	MS-OFMSW	MS-OFMSW	MS-OFMSW	MS+SC-OFMSW	MS+SC-OFMSW
Condições operacionais																
Escala - real (R) ; laboratorial (L) ou piloto (P)	R	P	P	P	L	L	L	P	R	R	R	P	P	P	P	P
T (°C)	50	55,1	mesofílico	mesofílico	50-56	35	35	55	50-55	38	35-37	56,2	37,4	55		54,9
HRT (d)	24,4	11,8	13,6	14,5	21	20	18	15	22	38	20-24	11,7	16,2	14,6		13,5
OLR (kg VS/m3d)	2,11	6	4,2	3,9	3,7	1,7	3,1	3	2,93	6,26	1,5	9,7	4,1	7	5,9	9,2
OLR (kg COD/m3 d)	4,97	-														
Rendimentos																
GPR m3/m3d	2,3	4,9			1,5	1,3	1,96					3,1		2,5	2,5	2,1
m3 biogas/Mg de resíduos entrada	135								143	139	100					
SGP m3/kg SV entrada	627-681								680	650	430					
SGP m3/kg SV	1,08	0,78	0,64	0,661	0,41	0,76	0,63				0,43	0,32	0,23	0,43	0,26	0,23
TVS rem %	76-79	82,2	67,1	71	55		72		70	60	39	37,3	25	34		
COD rem%	83	79,8														
Características da suspensão que alimenta os digestores																
VFA - A (gHac/L)	20,35	7,6	4,3													3,389
TS (%)	6,46								7	34	4,2	25,2	14,4			20,14
TVS (%)	79,52	81,9	57,1						82	73	70	45,6	6,6			62
COD (g/L)	121,0	95,1										140				114,1
CODdiss (g/L)	61,65	33,4										21,6				7,1
razão SCOD/TCOD	0,51	0,35										0,15				0,062
pH	5,84	4,4											7,8			6,5
Características dos digestores																
VFA (gHac/L)	6,19	1,4	0,8									13				
TS (%)	2,75	5,21			6-16	4	6		2,7	20-25		14,24	8,4			20,2
TVS (%)	61,46	55,4	18,8									54,2	43			45,2
ALK. (g CaCO3/L)	16,35	10,7										10				
VFA/AIK	0,38															
COD (g/L)	34,02	31,9										99,1				85,9
CODdiss (g/L)	25,59	5										5,3				3,6
razão SCOD/TCOD	0,75	0,16										0,05				0,042
pH	7,75	7,9						7,06				7,6	7,5			7,4
NH ₄ (mg NH ₄ /L)	4741	1200										806				
Características do Gás																
teor CH ₄ (%)	63		63	61	67		64	59	58-60	58-60	60-66		63	61		69

Legenda	Fonte	Tipologia da OFMSW
1	Valorsul	SC -OFMSW
2	Pavan <i>et al.</i> 1999	SS-OFMSW
3	Cecchi <i>et al.</i> (2003)	SS-OFMSW
4	Pavan <i>et al.</i> 1999	SC-OFMSW + 20% lamas
5	Hartman and Ahring, B. (2005)	SS-OFMSW (Kubler, 1994)
6	Hartman and Ahring, B. (2005)	Resíduos de mercados (Mata-Alvarez <i>et al.</i> , 1992b)
7	Hartman and Ahring, B. (2005)	SS-OFMSW (Kubler, 1994)
8	Davidsson, <i>et al.</i> (2007)	SS-OFMSW
9	Gatto (2007) - Camposampiero	SS-OFMSW (13 000 Mg)+ estrume (3000 Mg)+ lamas (7800 Mg)
10	Gatto (2007) - Bassano	SS-OFMSW (24 000 Mg) + mat. Estrutur. (4000 Mg/ano)
11	Pavan <i>et al.</i> (2008) - Treviso	SC-OFMSW (14 500) + 50 000 (lamas)
12	Pavan <i>et al.</i> (1999)	MS-OFMSW
13	Cecchi <i>et al.</i> (1990)	MS -OFMSW
14	Bolzonella <i>et al.</i> (2002)	MS-OFMSW
15	Bolzonella <i>et al.</i> (2003)	MS+SC-OFMSW
16	Bolzonella <i>et al.</i> (2003)	MS+SC-OFMSW

OLR (kg TVS/m³d)



SGP m³/kg SV

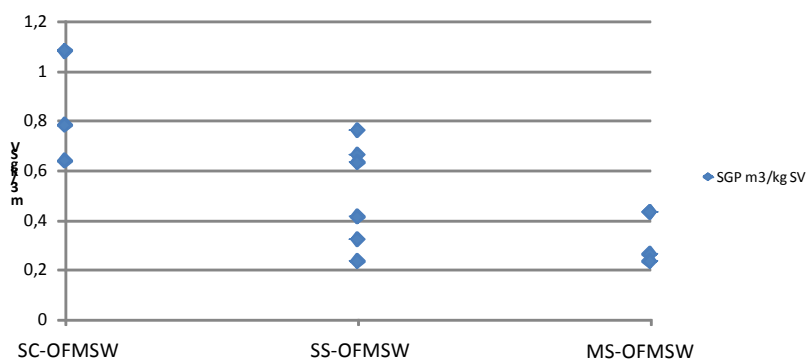


Figura 4.6. - Variação da OLR e SGP em função do tipo de substrato processado.

Segundo Hartmann and Ahring (2005), e como se constata pela análise da Figura 4.7., os maiores rendimentos de produção de biogás são atingidos em processos de DA cujos resíduos processados provêm de esquemas de recolha selectiva de origem SS e SC. Por outro lado, também se constata que naquelas situações a OLR é baixa e à medida que o seu valor aumenta, o valor de SGP diminui. Estas conclusões também foram confirmadas por Mzt.-Viturtia, *et al.* (1995), que obtiveram os mesmos resultados à escala laboratorial através da utilização de um substrato composto por uma mistura de frutas e vegetais, recolhidos no mercado central de Barcelona. De acordo com os resultados obtidos por Pavan, *et al.*, (1999), na digestão de substratos facilmente biodegradáveis que apresentem uma razão TVS/TS > 70 não deverá ser utilizada uma OLR superior a 6 kgTVS/m³d, para evitar acumulação de VFA no sistema e uma sobrealimentação (*overloading* na terminologia anglo saxónica) do digestor.

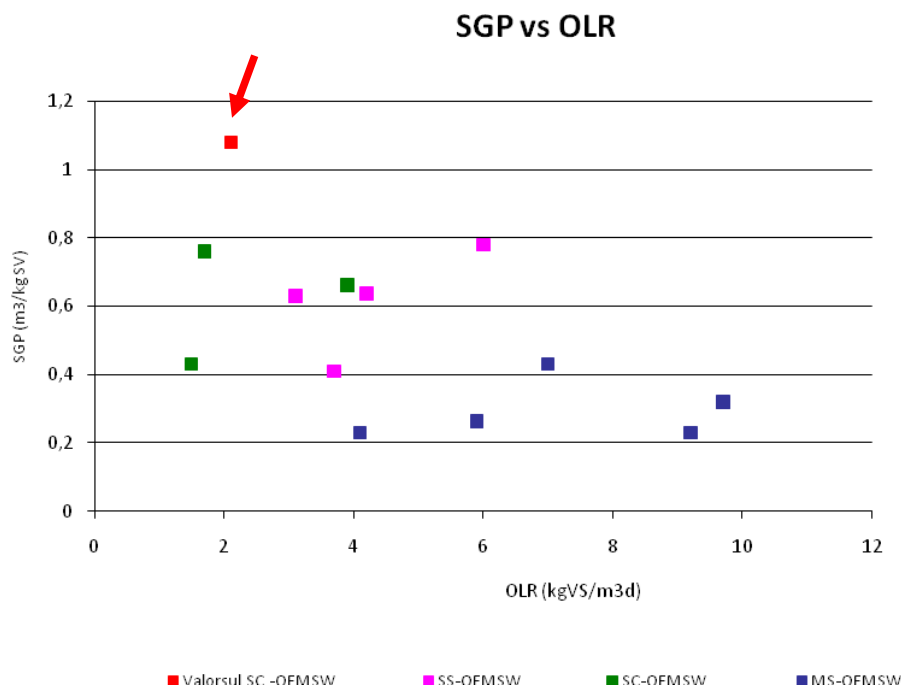


Figura 4.7. - SGP vs OLR em função do tipo de substrato processado.

4.5. Comparação dos valores reais face aos valores de projecto

No que diz respeito à comparação das características físico-químicas do substrato face aos valores considerados na fase de projecto, a Figura 4.8. mostra a evolução dos valores médios de TS e TVS

obtidos em 2007 ao longo das várias fases do processo até à digestão. Na mesma figura apresentam-se os valores considerados na fase de projecto, por forma a facilitar a análise das principais diferenças relativamente aos dados reais.

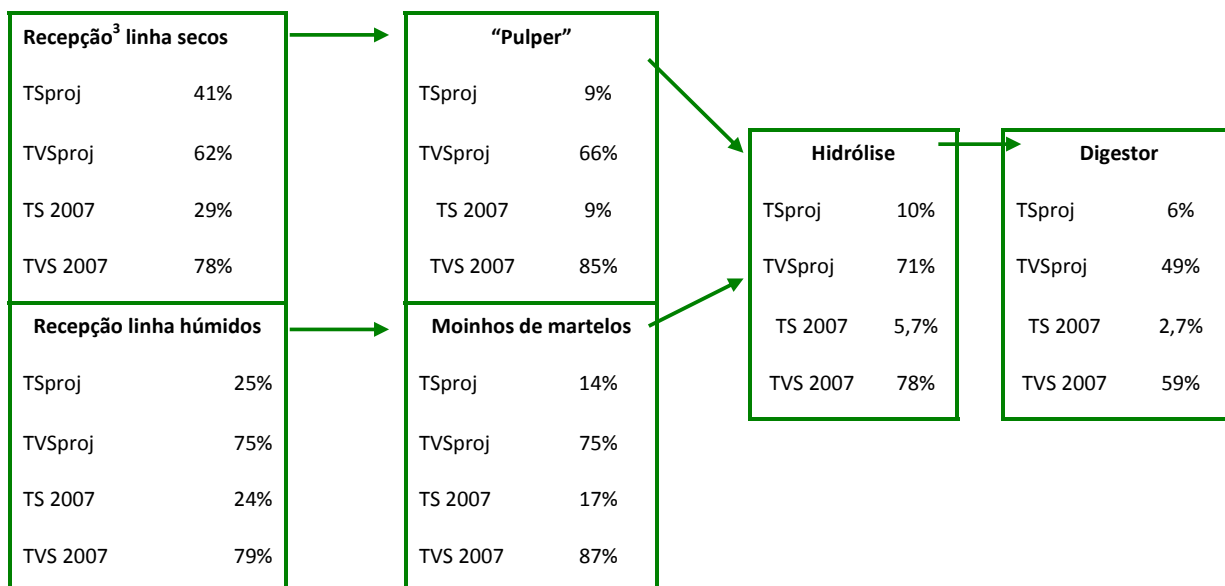


Figura 4.8. - Diferenças entre TS e TVS – valores reais vs valores de projecto até à fase de digestão.

Face a estes resultados constata-se que o valor obtido para o parâmetro sólidos totais se apresenta abaixo do considerado na fase de projecto, sendo essa situação detectada desde logo nos resíduos descarregados na fossa de secos. Com efeito, o valor médio de TS obtido nesta fase apresenta o valor de 29%, enquanto no projecto foi considerado um valor de TS de 41%.

No entanto verifica-se que, após humedificação do material no "pulper" é garantido um teor de sólidos na suspensão que afluí ao tanque de hidrólise igual ao valor de projecto de 9%. No caso da suspensão proveniente dos moinhos de martelos é atingida uma percentagem de sólidos totais ligeiramente superior ao considerado no projecto (média dos valores reais de 17% enquanto que o projecto previa 14%). Estes resultados indicam que o material que afluí à hidrólise proveniente das duas linhas de processamento apresenta um teor de TS próximo dos valores de projecto. As principais diferenças são detectadas nos valores do parâmetro medidos à saída do tanque de hidrólise onde é obtido um valor de 5,7% inferior ao previsto de 10%. Consequentemente, na fase de digestão a percentagem de TS, 2,7%, é, também, mais baixa que o valor de 6% considerado na fase de concepção.

Esta situação reforça o acima referido sobre a elevada solubilização do material que se verifica na fase de hidrólise e que justifica a operação dos digestores com um baixo teor de TS. Os mesmos resultados foram também obtidos na instalação de Camposampiero (Itália), com a mesma tecnologia

³ Os valores das linhas de recepção foram obtidos na linha de resíduos secos e na linha de resíduos húmidos, nos transportadores afluentes ao *pulper* e moinhos de martelos, respectivamente.

de DA, e onde foi obtido um teor de sólidos totais (TS) no digestor de 2,7 % (Gatto *et al.*, 2007).

Mais se adianta que no que diz respeito à evolução do parâmetro TVS, também se conclui que os valores obtidos são superiores aos que foram considerados nos pressupostos de dimensionamento.

No Quadro 4.8. são mostrados os diversos parâmetros operacionais e a comparação dos valores reais vs valores de projecto. Os valores reais que foram utilizados são os constantes do Quadro 4.7. Assim, no que diz respeito aos parâmetros operacionais constata-se que, devido à elevada putrescibilidade do substrato o parâmetro SGP ($\text{m}^3/\text{Mg TVS}$) e a percentagem de remoção de TVS apresentam valores superiores aos que foram projectados. Com efeito, em 2007 foi obtido um valor médio de SGP de $650 \text{ m}^3/\text{Mg TVS}$ enquanto que o projecto previa $400 \text{ m}^3/\text{Mg TVS}$. No que diz respeito à percentagem de remoção de TVS, a mesma evolução pode ser observada, com um valor real de 76% face ao valor de projecto de 57%.

De referir que devido ao baixo teor de TS, o parâmetro OLR também apresenta um valor muito baixo comparativamente com os valores referidos na literatura, como se conclui da análise da Figura 4.6. Deste modo, constata-se que a OLR calculada em função do parâmetro COD parece ser mais adequada uma vez que as variações são mais perceptíveis e o seu valor de $5,0 \text{ kg COD}/\text{m}^3$ aproxima-se dos valores bibliográficos (Neiva Correia *et al.*, 2007).

Quadro 4.8. - Parâmetros do desempenho do processo de digestão.⁴ (Vaz *et al.*, 2008).

Parâmetros	Valores (Jan-Dez 2007)
Resíduos processados em 2007 (Mg)	27 754
OLR ($\text{kg TVS}/\text{m}^3$)	2,1
OLR ($\text{kg TVS}/\text{m}^3$) projecto	5,6
OLR ($\text{kg COD}/\text{m}^3$)	5,0
SGP ($\text{m}^3/\text{Mg TVS}$)	650
SGP ($\text{m}^3/\text{Mg TVS}$) projecto	400
m^3 biogás/Mg SC-OFMSW	137
TVS % removida	76
TVS % removida projecto	57
CH_4 %	63
CH_4 % projecto	57

⁴ O processo considera-se estável desde o início de Janeiro de 2007, quando a capacidade nominal de um dos digestores foi atingida.

A utilização de um substrato com valores de TS inferiores aos previstos afecta os processos que ocorrem após a DA. Com efeito, assiste-se a uma redução da eficiência de remoção de sólidos na fase de desidratação, pelo facto de a suspensão orgânica se encontrar muito diluída. Esta situação tem implicações, quer ao nível das quantidades de composto produzidas, que são bastante inferiores, como ao nível da operação da Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) que recebe um teor de TS muito superior ao projectado (valor real TS de 2,2% vs valor projecto TS de 1,5%). A Figura 4.9. mostra a evolução dos teores de TS e TVS, em termos do valor médio dos resultados obtidos em 2007, ao longo das várias fases do processo a partir da fase da digestão e onde se verifica que o teor de sólidos da fracção líquida que resulta da desidratação é superior ao valor de projecto.

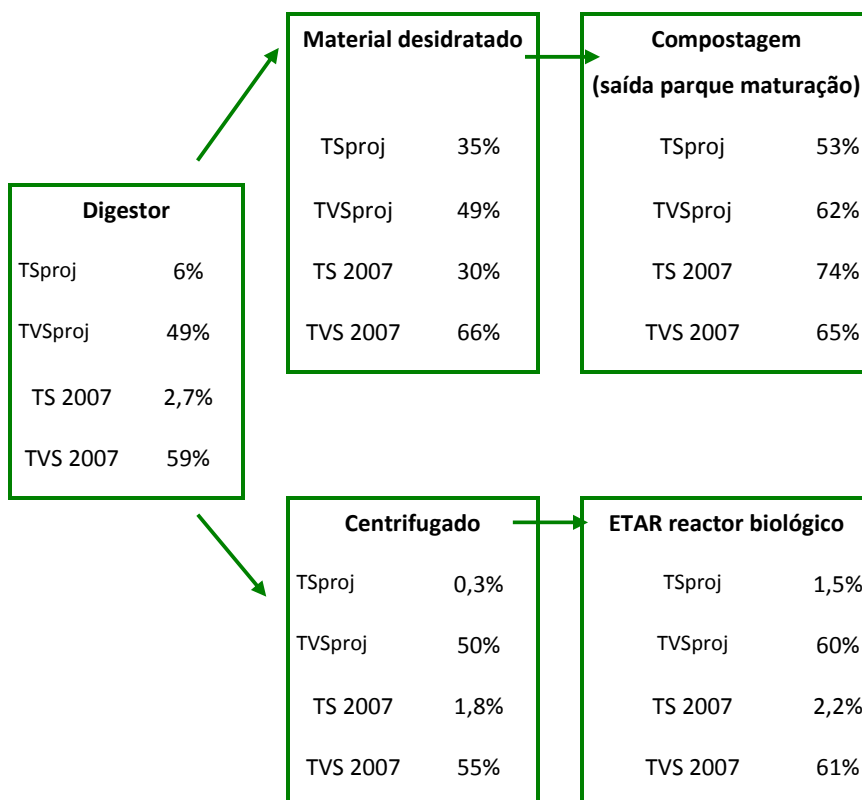


Figura 4.9. - Diferenças entre TS e TVS – valores reais vs valores de projecto após a fase de digestão.

A operação da ETAR com um teor de TS superior origina problemas ao nível do funcionamento do bioreactor de membranas que segundo o fornecedor não deve receber um efluente com um teor de sólidos superior a 1,5%, tendo já ocorrido diversas paragens da instalação. Por outro lado, ao nível das bombas a operação com um valor TS superior provoca um desgaste mais acentuado do equipamento e uma redução do seu período de vida útil. Deste modo, com o objectivo de minimizar o teor de sólidos na ETAR é efectuada uma recirculação da totalidade da lama ao processo em vez de parte ser recirculada de volta ao reactor biológico, aumentando desta forma o caudal de lamas enviado ao “pulper”. Esta situação do caudal de lamas superior com um teor de sólidos também

superior, para além de limitar a capacidade de recepção e processamento da instalação por contribuir para o aumento do volume da suspensão a alimentar aos digestores, pode também eventualmente contribuir para um aumento de um teor de azoto no processo pela sua presença no excesso de sólidos afluentes.

Por outro lado, em termos das quantidades de composto final, em 2007 obteve-se um total de 471 Mg, quando o projecto previa uma quantidade de 7300 Mg, isto é, 15 vezes inferior ao previsto.

Esta situação é devida à elevada putrescibilidade do substrato que origina uma maior produção de biogás (traduzido pelos parâmetros SGP, GPR e taxa de remoção de TVS, cujos valores se apresentam altos comparativamente com os valores previstos no projecto e constantes da literatura) e consequentemente uma menor produção de composto.

4.6. Verificação da necessidade de redimensionamento de processos

Tendo em conta as diferenças entre os diversos parâmetros operacionais de avaliação do desempenho do processo de DA obtidos durante o ano de 2007, face aos valores considerados nos pressupostos de dimensionamento da instalação, é efectuada uma breve síntese das principais discrepâncias para que, com base naqueles resultados e tendo ainda presente alguns constrangimentos de operação que têm sido verificados, seja possível concluir sobre a necessidade de redimensionamento de alguns processos.

Deste modo, com base na sequência de processamento da ETVO da Valorsul, salientam-se os seguintes aspectos:

- i. Verifica-se que ao nível do substrato processado os teores de TS (valor médio obtido em 2007 aproximadamente de 29%) na linha de resíduos secos se apresentam mais baixos do que o considerado na fase de projecto de 41%. A ocorrência de um teor TS na linha de resíduos secos inferior ao previsto provoca alguns constrangimentos nos equipamentos situados logo à “cabeça” da instalação, na zona de recepção daqueles resíduos. Com efeito, uma vez que os resíduos se apresentam mais húmidos a sua densidade é superior e consequentemente o peso exercido pela massa de resíduos depositada na fossa de recepção também é superior. Esta situação origina alguns problemas ao nível do processamento nesta zona, uma vez que na base da fossa de secos encontra-se um equipamento constituído por um chão móvel, responsável pelo encaminhamento dos resíduos para a zona de pré-tratamento (cabine de triagem manual) e que avaria frequentemente ou, pelo facto de carga exercida sobre o mesmo ser superior ao valor máximo para o qual foi dimensionado.

- ii. Por outro lado, e devido ao facto de o teor de TS no digestor (2,7%) ser inferior aos valores de projecto (TS de 6%), a eficiência de retenção de sólidos nas centrífugas é afectada, obtendo-se um teor superior de sólidos no centrifugado que por sua vez provoca constrangimentos à operação da ETAR como se referiu anteriormente.
- iii. Os teores de TVS apresentam-se mais elevados do que o previsto, tendo sido obtidos em 2007 valores superiores aos considerados para cada uma das linhas de tratamento, como se apresenta na Figura 4.8. Sobre este assunto é de acrescentar que, a média das campanhas de amostragem efectuadas junto de laboratórios externos acreditados aponta para um valor de 87% (Quadro 4.4.), quando o valor máximo considerado na fase de projecto foi de 75% aplicado à linha de resíduos húmidos. Estes resultados originam em termos do processo uma maior produção de biogás (SGP obtido em 2007 de $650 \text{ m}^3/\text{Mg TVS}$ enquanto que o valor de projecto é de $400 \text{ m}^3/\text{Mg TVS}$) e consequentemente uma produção de composto cerca de 15 vezes inferior (quantitativos obtidos em 2007 de 471 Mg enquanto que o valor de projecto considera uma produção de 7300 Mg/ano).

Face ao exposto, no que diz respeito às necessidades de redimensionamento para futuras instalações que recebam a mesma tipologia de resíduos, deverá ser tido em conta o seguinte:

- i. Equipamentos como o chão móvel existente na linha de resíduos secos para encaminhamento dos resíduos das fossas de recepção para as linhas de pré-tratamento poderão não ser adequados, caso os resíduos apresentem baixos teores de sólidos semelhantes aos obtidos na SC-OFMSW entregue na Valorsul. Nessa situação deverão ser equacionados sistemas de alimentação manuais por pá carregadora ou por garra com balde mais adequadas à carga e transporte de resíduos com um teor de humidade superior.
- ii. Do mesmo modo, na presença de um substrato com as mesmas características físico-químicas e de tecnologias de DA por via húmida, face aos baixos teores de sólidos nos digestores, e com vista ao aumento da eficiência de retenção de sólidos na fase da desidratação deverá ser equacionada a aplicação de equipamentos mais adequados para operação nestas gamas de concentração de TS e/ou a existência de 2 estágios de desidratação.
- iii. Relativamente à ETAR que trata o excesso de centrifugado que não é aproveitado como água de processo deverão ser equacionados sistemas de filtração a montante da ETAR por forma a garantir o controlo da concentração de sólidos ou simplificação da linha pela utilização de

sistemas de decantação convencional em substituição de sistemas constituídos por módulos de membranas, uma vez que os últimos, por se encontrarem dependentes do teor de sólidos afluentes, condicionam a flexibilidade da operação. De acrescentar, no entanto, que caso o sistema de desidratação remova os sólidos de forma eficiente em princípio a ETAR não terá problemas de aumento da concentração daquele parâmetro, pelo que nessa situação não se justificará a implementação das medidas acima referidas.

- iv. Tendo em conta que a produção de composto é cerca de 15 vezes inferior aos quantitativos de projecto constata-se que em instalações de tecnologia semelhante e com características semelhantes ao nível da composição físico-química do substrato, os processos de compostagem poderiam ser eventualmente simplificados e reduzidos. Nesse sentido, foram estudados dois cenários de simplificação da linha actual existente em que o primeiro cenário consistia na utilização directa do digerido, e o abandono das fases de compostagem, e o segundo cenário na utilização do composto após passagem pelo processo de pré-compostagem.

Previamente à discussão de cada um dos cenários de simplificação da linha, apresenta-se no Quadro 4.9. as características de qualidade do composto final da ETVO de acordo com os parâmetros dispostos no documento PETQUC (APA, 2008).

De acordo com aquele documento foram estabelecidas “classes de qualidade para o Composto em função de alguns parâmetros e fixam os critérios para a sua utilização, bem como as restrições julgadas convenientes para evitar efeitos indesejáveis para o solo, água, plantas, animais e seres humanos, tendo em conta as classes definidas e o tipo de utilização”.

No capítulo 7 da PETQUC, vem referido que “a utilização generalizada na agricultura dos produtos abrangidos pelo presente documento restringe-se ao Composto da Classe I e II, definidas com base nas suas concentrações em metais pesados, materiais inertes antropogénicos, pedras e microrganismos patogénicos estando limitada a aplicação do Composto da Classe III aos solos onde se pretenda implantar culturas destinadas à alimentação humana e animal. Das utilizações permitidas para esta classe de composto, referem-se, por exemplo, a cobertura final de aterros e lixeiras, pedreiras e minas, tendo em vista a restauração da paisagem, a cobertura de valas e taludes, no caso da construção de estradas (integração paisagística) e a fertilização de solos destinados a silvicultura (espécies cujo o fruto não se utilize na alimentação humana ou animal), jardinagem, produção florícola, campos de futebol e de golfe.”

Quadro 4.9. - Características do composto final da ETVO.

					2007		2008			
Amostra	Unidades	Limites da PETQUC			Pilha 1	Pilha 2	Pilha 1	Pilha 2	Pilha 3	Pilha 4
Designação		Classe I	Classe II	Classe III						
Mat. Org.	%	> 30	> 30	> 30	54,39	55,64	52,48	53,48	52,09	49,98
Teor de sólidos	%	> 60%	> 60%	> 60%	70,14	69,4	70	70	70	73
Cádmio total	mg/Kg	0,7	1,5	5	1,5	1,5	1,0	1,1	1	0,9
Crómio total	mg/Kg	100	150	600	22	22	35	34	37	39
Cobre total	mg/Kg	100	200	600	85,51	76,7	90,31	90,12	75,13	81
Mercúrio total	mg/Kg	0,7	1,5	5	0,3	0,3	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Níquel total	mg/Kg	50	100	200	10	9	<20	<20	<20	<20
Chumbo total	mg/Kg	100	150	500	32	38	17	20	16	17
Zinco total	mg/Kg	200	500	1500	296,17	278,93	339,38	357,8	311,39	292,25
<i>Salmonella spp.</i>	em 25g mat. Fresca	aus. em 25 g	aus. em 25 g	aus. em 25 g	aus. em 25 g	aus. em 25 g	aus. em 25 g	aus. em 25 g	aus. em 25 g	aus. em 25 g
<i>E. Coli</i>	NMP/g mat. Fresca	< 1000 NMP	< 1000 NMP	< 1000 NMP	< 1000 NMP	< 1000 NMP	< 1000 NMP	< 1000 NMP	< 1000 NMP	< 1000 NMP
Grau de maturação					V	V	V	V	V	V
<i>Mat inertes antropogénicos > 2mm*</i>	%	0,5	1	3	1,9		2,11	0,85	0,65	1,96

Notas:

Os valores encontram-se referidos à matéria seca

* os materiais antropogénicos incluem vidro, metais e plásticos, cujas partículas apresentem teores superiores a 2 mm.

No que diz respeito ao grau de maturação do composto a Proposta considera três categorias, Maturado, Semimaturado e Fresco, sendo o seu valor definido “através das temperaturas atingidas pelo Composto no teste de auto-aquecimento em vasos de Dewar”, como se apresenta no Quadro 4.10.

Quadro 4.10. – Grau de Maturação (APA, 2008).

Temperaturas atingidas no teste de auto - aquecimento em vasos de Dewar (T°C)	Graus	Categorias do Composto
T<40	IV e V	Maturado
40<T<50	III	Semimaturado
T>50	I e II	Fresco

Através da análise do Quadro 4.9., é possível constatar que os metais Cádmio e Zinco classificam o composto na classe II, apesar de em 2008 se ter verificado uma redução das concentrações de cádmio comparativamente com os resultados obtidos em 2007. Os restantes metais apresentam concentrações baixas encontrando-se dentro dos limites da classe I. Os parâmetros microbiológicos também cumprem os requisitos exigidos pelo documento. No que diz respeito ao grau de maturação e tendo em conta o Quadro 4.10. é possível constatar que o composto final da Valorsul apresenta o grau V, que o classifica como um produto maturado. Segundo o ponto 7.4. da Proposta de especificações técnicas relativas à matéria orgânica e grau de maturação, *“o Composto maturado pode ser utilizado em solos destinados a culturas arbóreas e arbustivas (vinha, olival, pomares, etc.), culturas arvense, pastagens, floricultura, horticultura, relvados, etc., no caso em que o espalhamento e a incorporação sejam efectuados num período inferior a 3 semanas, antes da sementeira ou plantação ou no caso de certas culturas já implantadas em que o Composto possa contactar com as raízes como, por exemplo, em prados, pastagens, relvados e no caso da fertilização à cova de pomares.”*

Mais problemática é a presença de materiais inertes antropogénicos, na sua maioria constituídos por matérias plásticas (principalmente por filme plástico) que em diversas amostras classificam o composto na classe III. Sobre esta situação, a Valorsul tem vindo a discutir soluções a implementar em conjunto com o Empreiteiro, responsável pela concepção e construção da unidade, uma vez que os valores registados ultrapassam as garantias contratuais assumidas com a Valorsul cujo teor devia ser inferior a 0,5%, sendo de destacar duas abordagens possíveis: a primeira consiste em actuar logo no início da instalação melhorando o sistema de remoção de sacos de plástico, encontrando-se prevista a instalação de um novo equipamento e a segunda em melhorar a actual linha de afinação por forma a potenciar a remoção destes materiais. Esta última hipótese não reúne, no entanto, a preferência das duas partes, Valorsul e Empreiteiro, uma vez que existe o risco de ao promover a remoção do filme plástico, através da instalação de equipamentos (por exemplo ciclones), remover em simultâneo o composto cujas partículas são igualmente leves, e ao não se distinguirem das partículas de plástico pela sua densidade semelhante, poderão levar à perda de material.

Discussão dos cenários de simplificação da linha

Atendendo à existência de duas fases de compostagem para uma baixa produção de composto foram analisados dois cenários de simplificação da linha existente a jusante da digestão, os quais são discutidos de seguida.

Cenário 1 – Abandono das fases de compostagem e utilização do digerido

A aplicação do digerido directamente nos solos não constitui uma solução consensual. Com efeito segundo Mata-Alvarez *et al.* (2000), os efluentes da digestão não são na sua generalidade adequados para aplicação directa no solo. Estes efluentes apresentam um teor de humidade muito elevado e contém elevados teores de VFA que podem ser fitotóxicos. Por outro lado, se a digestão não ocorrer na gama de temperaturas termofílicas o material não se encontra higienizado.

Segundo os mesmos autores e tendo como referência o artigo desenvolvido por Poggi-Varaldo *et al.* (1999), o pós-tratamento do digerido é necessário com vista à produção de um produto final de elevada qualidade.

Com efeito, Poggi-Varaldo *et al.* (1999) concluíram que o produto resultante de uma DA de uma mistura de lama de uma indústria de papel e RSU não era adequada para aplicação directa no solo como fertilizante/correctivo orgânico, sendo necessária uma posterior estabilização do material. Nesse sentido, no artigo em questão, os autores realizaram dois ensaios de compostagem à escala laboratorial a diferentes temperaturas e tempos de retenção, com vista à avaliação do desempenho do processo de compostagem sob condições de operação e a sua influência na qualidade final do composto.

Um ponto de vista oposto é no entanto defendido por Fuchs, *et al.* (2008) no artigo que expõe os resultados de um projecto Suíço obtidos a partir de utilização de digerido nos solos e a sua influência na produção/crescimento das plantas. Os resultados são comparados com os obtidos a partir da utilização de composto. Os autores concluem que os digeridos podem ser utilizados na agricultura e que apesar de não serem tão estáveis como o composto apresentam um teor em nutrientes numa forma mais disponível para as plantas. Acrescentam ainda que o efeito de fertilizante é notado mais cedo na aplicação dos digeridos do que na aplicação de composto, apesar deste último conferir a longo prazo uma acção mais benéfica a nível da estrutura do solo. Os digeridos não são tão compatíveis para as plantas como o composto, pelo que a sua aplicação tem uma utilização limitada, por poderem provocar a imobilização do azoto no solo e por serem mais fitotóxicos para as plantas que o composto.

No que diz respeito à garantia de higienização do material, é de fazer referência às exigências definidas no documento WD , onde consta que o material no digestor deverá ser mantido a 55⁰C por 24 horas ou sujeito a 70⁰C durante 60 minutos.

De salientar, que no Anexo III - Recomendações para a higienização do composto - definido na PETQUC vem referido que “o tempo médio dos resíduos no digestor anaeróbio deverá ultrapassar os 20 dias, a temperaturas superiores a 53⁰C”.

Sobre esse assunto, deverão também ser tidos em conta os requisitos específicos do ponto 12 do Capítulo II, do Anexo VI do Regulamento (CE) nº 1774/2002, de 3 de Outubro, que estabelece regras

sanitárias relativas aos subprodutos animais não destinados ao consumo humano, onde se refere que a unidade de biogás deverá estar equipada com uma unidade de pasteurização/higienização por forma a garantir uma temperatura mínima na totalidade das matérias de 70°C e um período mínimo de permanência na unidade sem interrupção de 60 minutos.

No entanto, no ponto 14, do capítulo II, Anexo VI, do mesmo regulamento refere-se que as autoridades competentes podem autorizar a utilização de requisitos específicos que não os constantes do regulamento em questão, desde que garantam um efeito equivalente quanto à redução de agentes patogénicos, tendo nesse sentido sido recentemente proposto pela EGF à APA que neste tipo de instalações, para efeitos de garantia de higienização fossem cumpridas as exigências constantes do WD, desde que seja demonstrada a ausência de agentes patogénicos.

No que diz respeito à presença de agentes patogénicos, vem referido no ponto 15 do mesmo capítulo do Regulamento que *“as amostras representativas dos resíduos da digestão ou do composto colhidas durante ou imediatamente após a transformação na unidade de biogás ou de compostagem com o objectivo de monitorizar o processo devem obedecer às seguintes normas:*

Escherichia coli: n=5, c =1; m= 1000, M= 5000 em 1 g, ou Enterococaceae: n=5, c=1, m=1000, M= 5000 em 1 g,

e

As amostras representativas dos resíduos da digestão ou do composto colhidas durante a armazenagem na unidade de biogás ou de compostagem ou no termo desta devem obedecer às seguintes normas:

Salmonella: ausência em 25 g: n= 5, c= 0, m= 0, M=0, em que:

n = número de amostras a testar;

m = valor limiar para o número de bactérias; o resultado é considerado satisfatório se o número de bactérias em todas as amostras não exceder m;

M = valor máximo para o número de bactérias : o resultado é considerado insatisfatório se o número de bactérias numa ou mais amostras for igual ou superior a M; e

c = número de amostras cuja contagem de bactérias se pode situar entre m e M, sendo a amostra ainda considerada aceitável se a contagem de bactérias das outras amostras for igual ou superior a m.

Os resíduos da digestão ou o composto que não cumpram os requisitos estabelecidos no presente capítulo serão novamente transformados; em caso de presença de Salmonella serão manuseados ou eliminados em conformidade com as instruções da autoridade competente.”

Assim, caso a APA aceite os requisitos de higienização propostos pela EGF teria de ser implementado um controlo analítico, tendo por base os parâmetros e os limites definidos no Quadro 4.9, constantes

do documento PETQUC e os requisitos do ponto 15 do Regulamento (CE) nº 1774/2002, de 3 de Outubro. A temperatura do digestor teria de ser aumentada em 5°C, por forma a operar a 55°C em conformidade com o disposto no documento WD.

Por outro lado, caso a APA não estivesse de acordo com o proposto a actual instalação deveria estar dotada desta unidade de pasteurização/higienização a montante ou a jusante da digestão que garantisse os requisitos acima referidos. Nesse sentido, teria de ser analisado se o investimento e os custos de operação/manutenção previstos a investir numa unidade desse tipo compensariam o abandono dos processos de compostagem e a produção de um composto final com maiores perspectivas de utilização e garantia de comercialização que o material digerido.

Cenário 2 – Utilização do composto após pré-compostagem (à saída dos túneis)

Neste cenário foi equacionada uma solução de simplificação da linha actual através do abandono da fase de pós-compostagem (maturação), considerando para efeitos de produto final o composto que resulta da fase de pré-compostagem, à saída dos túneis.

No que diz respeito aos requisitos de higienização do material proveniente de processos de compostagem o documento PETQUC estabelece que deverá o *“digerido ser submetido a posterior compostagem onde se mantenha, pelo menos 2 semanas a temperaturas de 55°C, efectuando-se, no mínimo, 2 revolvimentos, no caso da pilha revolvida, ou 1 semana a temperaturas superiores de 60°C, no caso da pilha estática com arejamento forçado”*.

De acrescentar que, na PETQUC também vem referido que a produção e utilização de composto, que englobe os subprodutos animais abrangidos pelo Regulamento (CE) nº 1774/2002, de 3 de Outubro, está sujeita às regras constantes deste Regulamento e respectivas alterações, sem prejuízo do disposto naquele.

O Regulamento (CE) nº 1774/2002, de 3 de Outubro estabelece no seu ponto 13 do Capítulo II, do Anexo VI que a unidade de compostagem deverá garantir uma temperatura mínima na totalidade das matérias no reactor de 70°C e um tempo mínimo no reactor de 60 minutos.

No ponto 13 A do Regulamento (CE) nº 208/2002, de 7 de Fevereiro que vem alterar o Regulamento nº 1774/2002, vem referido que *“todavia, a autoridade competente pode autorizar a utilização de outros parâmetros de transformação normalizados desde que um requerente demonstre que esses parâmetros garantem a minimização dos riscos biológicos”*. No ponto i) da alínea d) é exigida a demonstração de *“uma redução em 5 log10 de Enterococcus faecalis ou Salmonella Senftenberg (775W, H2S negativo) e uma redução do título de infecciosidade dos vírus termorresistentes, como os parvovírus, em, pelo menos, 3 log10, sempre que sejam identificados como um perigo relevante”*

Também nesta situação é aplicável o disposto no capítulo 15, relativo aos requisitos que devem obedecer as amostras ao nível da presença de microrganismos patogénicos, no que diz respeito às espécies *Escherichia coli* ou *Enterococaceae* e *Salmonella*.

Elsinga, (2008) no artigo que apresenta relativo à verificação da higienização, em conformidade com as alíneas 13 A e 15 dos regulamentos comunitários, de amostras de composto em instalações na Holanda, verificou que das 21 instalações de compostagem analisadas na Holanda cerca de 71% (15 num total de 21 instalações) mostraram uma redução em 5 log10 de *Enterococcus faecalis*. Em relação a *E.Coli*, entre 76 e 81% apresentaram resultados inferiores a 1000 UFC/g em todas as instalações, à excepção de uma, foi demonstrada a ausência de *Salmonella* em 25 g de produto. De referir que, nenhuma das 5 tecnologias abrangidas nas 21 instalações garante um processo à temperatura de 70°C, durante um tempo de permanência mínimo de 60 minutos, apesar de apresentarem percentagens elevadas de redução de microrganismos patogénicos.

Estes resultados vão ao encontro do proposto pela EGF, como se refere acima que, neste cenário e por forma a compatibilizar os dois documentos (PETQUC e legislação comunitária), para efeitos de garantia de higienização no processo de compostagem sejam cumpridas as exigências constantes da PETQUC, desde que demonstrada a ausência de agentes patogénicos nos moldes mencionados acima.

Em termos dos parâmetros de qualidade do produto final, no Quadro 4.11. apresenta-se a média dos resultados obtidos em 2007 e 2008 à saída dos túneis de compostagem.

Quadro 4.11. - Resumo da Qualidade do Composto à Saída dos Túneis de Compostagem entre 2007 e 2008.

Parâmetros	Túnel 1	Túnel 2	Túnel 3	Túnel 4	Túnel 5
Grau de maturação (Temp. Máx °C)	I*/II*/III/IV	II*/III/IV/V	II*/III/IV/V	III/IV/V	III/IV/V

Notas:

*o grau I é registado numa única ocorrência. O grau II apresenta-se em minoria face ao nº de registos de grau III, IV e V.

Tendo em conta o exigido na PETQUC, cujo resultado se apresenta no Quadro 4.9., conclui-se sobre a necessidade de determinação de diversos parâmetros que actualmente não são determinados nesta etapa sendo os mais relevantes os metais pesados e os parâmetros microbiológicos, apesar de não serem considerados como problemáticos pelos seguintes motivos:

- i. No caso dos metais pesados prevê-se que as concentrações obtidas sejam da mesma ordem de grandeza ou inferiores, uma vez que o efeito de concentração é menor nesta fase, do que no composto final que se apresenta em quantidades inferiores devido à degradação aeróbia

do material. Por esse motivo, após a fase de maturação, a concentração em metais pesados será superior;

- ii. No que diz respeito aos microrganismos patogénicos de referir que a higienização do material ocorre nos túneis de compostagem.

Mais se adianta que, no que diz respeito ao grau de maturação de material, na generalidade das situações, verifica-se que o composto à saída dos túneis apresenta um grau igual ou superior a III, sendo classificado de acordo com o Quadro 4.10. como Semi-maturado ou Maturado. De acordo com o ponto 7.4. da PETQUC relativo à matéria orgânica e grau de maturação, *“o composto fresco e semimaturado pode ser utilizado em solos destinados a culturas arbóreas e arbustivas (vinha, olival, pomares, etc.), culturas arvenses, pastagens, floricultura, horticultura, relvados, etc., desde que o espalhamento e incorporação sejam efectuados pelo menos 4 e 3 semanas, respectivamente antes da sementeira ou plantação.”*

Face ao exposto, considera-se o cenário 2 mais viável que o cenário 1 relativo à utilização do digerido por apresentar garantias de qualidade superior. Nesse sentido, considera-se que esta proposta de simplificação da linha deverá ser tido em conta aquando do estudo de novas instalações de tecnologia semelhante que recebam o mesmo tipo de resíduos, pelas implicações que poderá ter à escala económica-financeira ao permitir uma redução dos custos de investimento e de operação. É preciso, no entanto, ter em conta que as considerações acima efectuadas carecem de uma validação rigorosa em termos da qualidade final do material que não foi possível concluir/determinar para a totalidade dos parâmetros no âmbito do presente trabalho.

Estimativa dos Custos evitados por redução do tamanho e simplificação da linha actual existente

Como se refere acima, a redução e ou simplificação do processos de compostagem tem implicações ao nível dos custos de investimento que eventualmente poderiam ser reduzidos. Nesse sentido e apenas para exemplificar o afirmado, foi tido em conta o artigo desenvolvido por Tsilemou and Panagiotakopoulos (2006) relativo à determinação de funções de custo relativas ao investimento e operação de instalações de tratamento de resíduos na Europa.

Dentro do universo das instalações de gestão de resíduos abrangidas naquele trabalho foi utilizada a informação de instalações de compostagem designadas por intensiva em túneis fechados, equivalentes ao processo de pré-compostagem da ETVO e também instalações que apresentam apenas o estágio de maturação (o que equivale por sua vez à fase de pós-compostagem da ETVO). Em termos de capacidade de tratamento, foram tidas como referência as instalações de compostagem com uma capacidade anual entre 2 000 Mg e 100 000 Mg. De salientar que a ETVO da Valorsul foi dimensionada na fase de pré-compostagem para uma recepção de 36 000 Mg de

material à entrada dos túneis (para uma recepção “à cabeça” da instalação de 60 000 Mg de SC-OFMSW, estando dentro dos limites do intervalo considerado no estudo.

Os resultados deste artigo foram utilizados num exercício de determinação dos custos de investimento que poderiam ser evitados por *i)* redução da linha de compostagem actualmente existente que como se refere acima, se encontra sobredimensionada e por *ii)* redução e simplificação da linha actual existente através da adopção do cenário 2 acima referido, que implica o abandono da etapa de pós compostagem.

O Cenário 1 relativo ao abandono das duas fases de compostagem e utilização do digerido não foi tido em consideração nesta análise económica por existirem várias condicionantes e dúvidas quanto à qualidade final do produto.

Assim, através da informação reunida a partir de diversas instalações de compostagem distribuídas pelos vários países da Europa os autores chegaram às funções de custo $Y(€) = 2000 * X^{(0,76)}$ e $Y(€) = 4000 * X^{(0,66)}$ relativas à fase de pré e pós-compostagem, respectivamente, em que X representa a capacidade da instalação. O resumo dos cálculos efectuados apresenta-se no Quadro 4.12.

Quadro 4.12. - Determinação dos custos de investimento em instalações de compostagem segundo Tsilemou and Panagiotakopoulos, (2006).

Custos	Pré-compostagem	Pós-compostagem	Custo Total
Custo investimento (quantidades projecto)	5.807.932,23 €	2.858.337,98 €	8.666.270,21 €
Custo investimento (quantidades reais)	1.039.427,29 €	641.513,13 €	1.680.940,42 €
Custos evitado redimensionamento face às quantidades actuais	6.985.329,79 €		
Custo evitado redimensionamento e simplificação do processo	7.626.842,92 €		

Os cálculos auxiliares relativos a análise detalhada apresentam-se no Quadro II, do Anexo IV.

Através da análise do Quadro 4.12. é possível concluir que através da aplicação das funções custo determinadas por Tsilemou and Panagiotakopoulos, (2006), o investimento na linha redimensionada implicaria um investimento de 1 680 940,42 euro (custos de construção das instalações reportados ao ano de 2003), bastante inferior ao que seria obtido de 8 666 270,21 euro, considerando apenas os valores de projecto, o que significa uma redução dos encargos em 6 985 329, 79 euro. Mais se adianta que, na situação de simplificação da linha, o abandono do processo de pós-compostagem iria permitir a redução do investimento em 7 626 842,92 euro.

5. Conclusões, principais limitações e orientações futuras

No presente capítulo é efectuada uma síntese dos resultados obtidos, bem como apresentadas as principais limitações do trabalho, onde se incluem abordagens/metodologias que não foram aprofundadas no âmbito do presente trabalho e que constituem, por esse motivo, orientações futuras.

5.1. Conclusões

Com o presente trabalho efectuou-se o estudo das características físico-químicas dos resíduos processados na Estação de Tratamento e Valorização Orgânica da Valorsul (ETVO) e a sua influência no desempenho do processo de Digestão Anaeróbia (DA). Foram também avaliadas as causas da discrepância verificada entre os valores de projecto e os valores reais, no que diz respeito à produção de biogás e de composto e à ocorrência de problemas e avarias, tendo sido testado para o efeito a influência das características físico-químicas dos Resíduos Urbanos Biodegradáveis (RUB) e da temperatura exterior no processo. Atendendo às características dos RUB, foi analisada a viabilidade da eliminação ou simplificação do processo de compostagem do digerido, em termos da qualidade do composto, e o seu impacto económico, em termos de poupanças no investimento.

No que diz respeito à caracterização física dos resíduos, e após comparação dos resultados obtidos com as referências encontradas na literatura, é possível concluir que a SC-OFMSW entregue na ETVO apresenta um teor em putrescíveis elevado, entre 90% e 92%. É possível constatar que quando a Fracção Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos (OFMSW - *Organic Fraction of Municipal Solid Waste*) provém de esquemas de recolha indiferenciada (MS-OFMSW) o teor de putrescíveis apresenta valores mais baixos e com uma grande variabilidade, entre 34% e 85%.

Em termos da composição físico-química, OFMSW recebida na Valorsul apresenta valores de Sólidos Totais (TS – *Total Solids*), Sólidos Voláteis Totais (TVS – *Total Volatile Solids*) e azoto dentro dos limites reportados na literatura para resíduos provenientes de esquemas de recolha selectiva, de grandes centros de produção ou porta-a-porta, respectivamente, SC-OFMSW e SS-OFMSW. Esta tipologia de resíduos é caracterizada por apresentar um teor de TS mais baixo, o que significa que os resíduos são muito húmidos, consequência da elevada percentagem de resíduos orgânicos. A OFMSW proveniente de esquemas de recolha selectiva apresenta teores de TVS (%TS) superiores a 60%, enquanto que a OFMSW que resulta da fracção indiferenciada de RSU apresenta na maioria das situações valores de TVS entre 40% e 50%. Os valores de TVS apresentam uma maior variabilidade na OFMSW do que na SS-OFMSW, esta última com valores mais constantes entre 80% e 90%.

Nos países do Norte da Europa como a Alemanha, Holanda e Bélgica, os resíduos processados consistem numa mistura de restos de comida com resíduos de jardim, sendo esta última fracção responsável pelo aumento do teor de sólidos totais e por uma produção de biogás mais baixa comparativamente com a utilização de substratos predominantemente constituídos por restos de

comida devido à presença de uma proporção significativa de fibras lignocelulósicas de difícil degradação.

No estudo da influência da variação sazonal da temperatura exterior não foram encontradas quaisquer relações de dependência com a variação da média mensal dos teores de TS da OFMSW ao longo do ano. No que diz respeito à variação da solubilidade dos resíduos, avaliada através da razão entre a fracção solúvel do parâmetro Carência Química de Oxigénio (COD – *Chemical Oxygen Demand*) e a sua fracção total (COD dissolvido / COD total), verifica-se que os valores obtidos são constantes ao longo do ano, não sendo influenciados pela variação da temperatura exterior. No caso dos VFA, as variações do parâmetro encontram-se relacionadas com as diferenças dos quantitativos de resíduos recebidos na instalação, não ficando demonstrado que a sua evolução possa ser influenciada pela variação da temperatura exterior.

O desempenho do processo de DA varia em função da utilização de diferentes substratos de origem SC-OFMSW, SS-OFMSW ou MS-OFMSW, nomeadamente no que diz respeito aos parâmetros SGP, GPR e percentagem de remoção de TVS. Estes parâmetros apresentam valores e/ou rendimentos mais baixos na presença de substratos provenientes de origem MS-OFMSW quando comparados com SC-OFMSW e SS-OFMSW. Por outro lado, os parâmetros OLR e TS apresentam valores superiores quando o substrato é proveniente de esquemas de recolha MS-OFMSW.

A elevada putrescibilidade do substrato entregue na ETVO permite a obtenção de valores de SGP ($\text{m}^3/\text{Mg TVS}$) e de percentagem de remoção de TVS superiores aos que foram projectados. Em 2007 foi obtido um valor médio de SGP de $650 \text{ m}^3/\text{Mg TVS}$, enquanto que o projecto previa $400 \text{ m}^3/\text{Mg TVS}$. Em termos da percentagem de remoção de TVS, foi obtido um valor real de 76%, superior ao valor de projecto de 57%.

Também no que diz respeito ao parâmetro sólidos totais, conclui-se que aquele se apresenta abaixo do valor considerado na fase de projecto, sendo essa situação constatada desde logo nos resíduos descarregados na fossa de resíduos secos. Com efeito, o valor médio de TS obtido nesta fase apresenta o valor de 29%, enquanto no projecto foi considerado um TS de 41%.

Estas discrepâncias entre os dados previsto no projecto e os dados reais, tanto ao nível das características do substrato processado como em termos do comportamento do processo de DA podem dever-se ao facto de o Empreiteiro, responsável pela concepção e construção da instalação, ter tido apenas em conta, aquando dos pressupostos de dimensionamento da instalação, o histórico dos resultados de instalações na Alemanha e noutros países do Norte da Europa, em que os resíduos são constituídos, na grande maioria, por uma fracção significativa de resíduos de jardim e que por esse motivo apresentam um teor de TS superior e um teor de TVS inferior face aos resíduos processados no Sul da Europa, como é o caso de países como Itália e Portugal. Consequentemente, naqueles países, a produção de biogás e taxa de rendimento SGP (m^3/Mg de resíduos) também

apresentam valores inferiores.

Com efeito, na comparação da evolução dos valores reais de TS ao longo do processo com os valores considerados no documento de projecto balanço de massas da instalação (Valorsul, 2003) verifica-se que as principais diferenças são detectadas nos valores do parâmetro medido à saída do tanque de hidrólise onde se obtém um valor de 5,7% inferior ao previsto (TS de 10%). Na fase de digestão a percentagem de TS também é mais baixa de 2,7% do que o valor considerado na fase de concepção (TS de 6%).

Estes resultados traduzem a elevada solubilização do material (avaliada pela razão COD dissolvido / COD total superior a 50%) que se verifica na fase de hidrólise e que justifica a operação dos digestores com um baixo teor de TS (nos digestores é possível constatar uma solubilização do material em 75%).

Tendo em conta as diferenças entre os diversos parâmetros operacionais de avaliação do desempenho do processo de DA obtidos durante o ano de 2007, face aos valores considerados nos pressupostos de dimensionamento da instalação verifica-se a existência de diversos constrangimentos em equipamentos situados ao longo do processo devido ao baixo teor de TS. Sobre este assunto, é de referir a dificuldade de operação do equipamento que promove a deslocação de resíduos na fossa de resíduos secos. Ao nível da fase de desidratação, de salientar a baixa eficiência de retenção de sólidos nas centrífugas, obtendo-se um teor superior de sólidos no centrifugado, o que provoca problemas à operação da ETAR como se refere acima.

Por outro lado, a elevada putrescibilidade dos resíduos origina em termos do processo uma maior produção de biogás e consequentemente uma produção de composto, cerca de 15 vezes inferior (quantitativos obtidos em 2007 de 471 Mg enquanto que o valor de projecto considera uma produção de 7300 Mg/ano).

Com base no acima exposto, é possível concluir sobre a necessidade de redimensionamento de processos para futuras instalações que recebam a mesma tipologia de resíduos, ao nível da procura de equipamentos mais adequados ao processamento de resíduos com um teor de sólidos inferior. No caso da desidratação deverá ser equacionada a existência de dois estágios como garantia de uma boa eficiência de retenção de sólidos.

Face às pequenas quantidades de composto produzidas, conclui-se que os processos de compostagem poderiam ser eventualmente simplificados e reduzidos pelas implicações que poderá ter à escala económico-financeira ao permitir uma redução dos custos de investimento e de operação em futuras instalações de tecnologia e características de substrato semelhantes. Nesse sentido, foram estudados dois cenários de simplificação da linha actual existente em que o primeiro cenário consistia na utilização directa do digerido e o abandono das fases de compostagem e o segundo cenário na utilização do composto após passagem pelo processo de pré-compostagem. Da

análise efectuada, considera-se que o segundo cenário prevalece sobre o primeiro por apresentar garantias de obtenção de um produto final de qualidade superior em termos da sua higienização e grau de maturação.

Por último, é importante salientar que as considerações/propostas efectuadas devem ser utilizadas com prudência uma vez que carecem de uma validação rigorosa tanto ao nível da qualidade final do material, que, no âmbito do presente trabalho, não foi possível concluir/determinar para a totalidade dos parâmetros, como no que diz respeito ao exercício de determinação dos custos envolvidos e funções de custo utilizadas, com as suas limitações, tanto nível da representatividade e coerência da informação recolhida como dos métodos estatísticos associados, consistindo apenas numa análise preliminar.

5.2. Principais limitações e orientações futuras

No estudo da variação sazonal das características dos resíduos em função da temperatura exterior não foram determinadas as características dos resíduos no contentor pelo que apesar de se verificar uma frequência de recolha diária, poderá, eventualmente, ter ocorrido alguma solubilização prévia dos resíduos nesta fase, com alterações do parâmetro TS que não foram tidas em conta neste trabalho.

Por outro lado, de referir que os dados de temperatura não dizem respeito à temperatura da zona de descarga (apenas recentemente foi instalada uma instalação meteorológica na ETVO), pelo que poderá haver diferença nos valores utilizados.

Na comparação bibliográfica entre instalações são comparados entre si resultados de estudos efectuados à escala laboratorial e piloto, pelo que as conclusões daí obtidas deverão ser utilizadas com cautela pelas limitações associadas à diferença de escalas e representatividade dos valores.

Também de acrescentar que, na comparação de parâmetros comuns entre instalações não foi tida em conta a existência de métodos analíticos distintos associados à sua determinação e que poderão interferir no valor final.

Cada instalação apresenta as suas especificidades, tanto ao nível da tecnologia de DA associada como no que diz respeito à origem dos resíduos recolhidos, sendo frequente a existência de instalações que efectuem a codigestão de resíduos, isto é, promovem a mistura de resíduos de origens distintas, como é o caso da mistura de OFMSW com lamas de ETAR, estrume, etc. Deste modo, no exercício de comparação não existem instalações idênticas, pelo que os resultados obtidos deverão ser encarados como tendências.

Para comprovar a possibilidade de simplificação do processo de compostagem devem ser realizadas determinações analíticas representativas, que não foram efectuadas no âmbito do presente trabalho, por forma a concluir se o material à saída do primeiro estágio de compostagem, após

passagem por túneis fechados com arejamento forçado, cumpre os requisitos de qualidade previstos na Proposta de Especificações Técnicas sobre Qualidade e Utilizações do Composto (PETQUC) (APA, 2008), não sendo necessário proceder ao encaminhamento do material para um segundo estágio de compostagem (fase de maturação através da colocação de pilhas em parque com revolvimento). Nesse sentido, deverá ser tida como referência a listagem de parâmetros constantes da PETQUC que permitam validar a qualidade do produto e a sua adequabilidade para aplicação nos solos, bem como garantia da sua higienização ao nível da redução de patogénicos, para estar em concordância com o estipulado no Regulamento nº 1774/2002.

Como se refere acima, as conclusões do exercício de determinação dos custos envolvidos e funções de custo aplicadas, devem ser utilizadas com cautela, uma vez que a sua aplicação consiste apenas numa análise preliminar, tendo por base a informação recolhida junto de instalações com a mesma tecnologia, mas em que algumas delas processam resíduos de origem diferente dos recebidos na ETVO, pelo que os resultados obtidos traduzem apenas uma estimativa. Assim, considera-se que devia ser efectuada uma análise rigorosa, com a avaliação dos custos de investimentos envolvidos na linha em questão, tendo por base as quantidades reais de composto actualmente obtidas e com os requisitos específicos associados às componentes de construção civil e de electromecânica.

Não foi possível recolher informação sobre as discrepâncias entre os dados de projecto e dados reais de instalações de tecnologia semelhante, que recebem resíduos de origens SS-OFMSW e SC-OFMSW e que se situem em países com características climáticas semelhantes. Apenas foi obtido o testemunho de David Bolzonella, professor da Universidade de Verona que da sua experiência nesta área e conhecimento de instalações de DA em Itália, informou que naquele País têm chegado a conclusões semelhantes, uma vez que os resíduos são mais putrescíveis do que o previsto. Deste modo, como trabalho futuro seria interessante a obtenção desta informação de um modo fundamentado, por forma a avaliar se as diferenças entre os dados reais e os dados de projecto da ETVO da Valorsul também foram registados em países com a mesma tipologia de resíduos, processos e características climáticas semelhantes. Esse trabalho teria como objectivo promover a procura de padrões comuns e concluir, a uma escala macro, sobre as diferenças nos processos de DA entre países do Sul vs países do Norte da Europa.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADEME (1996). *Adaptation de la Méthode ModecomTM de Caractérisation des Ordures Ménagères aux Collectes Séparatives – Détermination des masses d'échantillons et recommandations pour la mise en œuvre de l'échantillonnage*. Coleção Connaître pour Agir. Rapport Final.

Alves, M. M. , Mota, M. and Novais, J. M. (1995). Técnicas de caracterização e estudo de digestores anaeróbios. *Boletim de Biotecnologia*: 52, 25-36.

APA (2008). Proposta de Especificações Técnicas sobre Qualidade e Utilizações do Composto, de 28 de Março de 2008. Agência Portuguesa do Ambiente, Ministério do Ambiente, Portugal.

Benabdallah El Hadj and Mata-Alvarez, J. (2008). Ammonia influence in anaerobic digestion of OFMSW. In: *Proceedings of the V Internat. Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Wastes and Energy Crops. Hammamet, May 25-28*. Session 7B- Biogas Potential, biodegradability tests.

Banks, C.J. (2008). A pilot-scale comparison of mesophilic and thermophilic digestion of source segregated domestic food waste. In: *Proceedings of the V Internat. Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Wastes and Energy Crops. Hammamet, May 25-28*. Session 8B- Characterization, pre-treatment, post-treatment.

Bolzonella, D., Battistoni P., Mata-Alvarez J. and Cecchi F. (2002). Anaerobic Digestion of Organic Solid Wastes: Process Behaviour in Transient Conditions. In: *Proceedings of the III Internat. Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Wastes. Munich, September 18-20*. Theme 1.- Treatment of municipal solid wastes.

Bolzonella, D., Innocenti L., Pavan P., Traverso P. and Cecchi F. (2003). Semi-dry thermophilic anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste. Focusing on the start-up phase. *Bioresource Technology*, 86, 123-129.

Bolzonella, D., Pavan, P., Macé, S. and Cecchi, F. (2005). Dry anaerobic digestion sorted organic municipal solid waste: a full scale experience. In: *Proceedings of the IV Internat. Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Wastes. Copenhagen, August 31-September 2*. Session 1a – Collection and pre-treatment 1.

BTA (2008). *The BTA process*. Consultado em 2008, Novembro 23, de <<http://bta-international.de/>>.

Cecchi, F., Marcomini A., Pavan P. and Mata-Alvarez, J. (1990), Mesophilic Digestion of the Organic Fraction of Refuse: Performance and Kinetic Study. *Waste Management Research* 8, 33-44.

Cecchi, F., Mata-Alvarez, J., Pavan P., Vallini, G. and Poli, F. (1992). Seasonal Effects on anaerobic Digestion of the Source Sorted Organic Fraction of Municipal Solid Waste. *Waste Management Research* 10, 435-443.

Cecchi, F., Traverso, P., Pavan, P., Bolzonella, D. and Innocenti, L. (2003) Characteristics of the OFMSW and behaviour of the anaerobic digestion process. In: *Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes*, Mata-Alvarez (Ed.) IWA Publishing, London, 141 – 179.

Correia, C., Torres, A. and Vaz, F. (2007). The Characteristics of the Biodegradable Waste and the operational parameters of the anaerobic thermophilic digestion plant of Lisbon area. In: *Proceedings Sardinia 2007- Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia, October 1-5. Session A8.- Treatment Biological treatment – anaerobic digestion (I)*.

Davidsson, A., Jansen, J., Appelqvist, B., Gruvberger, C. and Hallmer, M. (2007). Anaerobic digestion potencial of urban organic waste: a case study in Malmo. *Waste Management Research* 25, 162-169.

De Baere, L. and Mattheeuws, B. (2008). Anaerobic Digestion of Solid Waste: State-of-the-Art. *Waste Management World*, July-August, 77-89.

Decreto-Lei n.º 178/2006, de 5 de Setembro, que aprova o regime geral da gestão de resíduos, transpondo para a ordem jurídica interna a Directiva n.º 2006/12/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 5 de Abril, e a Directiva n.º 91/689/CEE, do Conselho, de 12 de Dezembro.

DGACE – Direcção Geral do Ambiente e Comissão Europeia (2001). Working Document (CE). Biological Treatment of Biowaste Second draft, DG ENV.A.2/LM/biowaste/2nd draft, Bruxelas (Bélgica).

DGQA (1989). *Documento Técnico n.º 1 – Resíduos Sólidos Urbanos – Quantificação e Caracterização – Metodologia – (DGQA), Portugal, 1989.* Direcção Geral da Qualidade do Ambiente, Portugal.

Elsinga, W. (2008). EU No 1774/2002; Experiences with Process Validation of Biowaste Composting and Digestion in the Netherlands. In: *Proceedings Orbit 2008 – 6th International Conference. Wageningen, Oct. 13-15.*

ERRA (1993). *Waste analysis procedure.* European Recovery and Recycling Association.

Fuchs, J.G., Baier, U., Berner, A., Mayer, J. and Schleiss, K. (2008). Effects of digestate on the environment and on plant production – results of a research project. In: *Proceedings ECN/ORBIT e.V. Workshop 2008 The Future for Anaerobic Digestion of Organic Waste in Europe.* Nuremberg, Jan 16-17.

Gatto, O., Dindo, A. and Scarpa C. (2007). Comparison between dry and wet anaerobic digestion technologies: Full Scale Experiences. In: *Proceedings Sardinia 2007- Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia, October 1-5.* Session A8.- Treatment Biological treatment – anaerobic digestion (I).

Hartmann, H. and Ahring, B. (2005). Strategies for the anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste – An overview. In: *Proceedings of the IV Internat. Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Wastes. Copenhagen, August 31-September 2.* Keynote speeches.

Instituto de Meteorologia. Portugal (2008). Informação Climática – Relatórios Mensais. Consultado em 2008, Maio 2, de <http://www.meteo.pt/>.

KOMPOGAS (2008). *The Kompogas process.* Consultado em 2008, Novembro 23, de <http://www.kompogas.ch/>.

Mace, S., Bolzonella, D., Cecchi F. and Mata-Alvarez, J. (2002). Comparison of the biodegradability of the grey fraction of MSW of Barcelona in mesophilic and thermophilic conditions. In: *Proceedings of the III Internat. Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Wastes. Munich, September 18-20.* Theme 2.- Case Study.

Mata-Alvarez, J., Mace, S. and Llabrés, P. (2000). Anaerobic Digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource Technology* 74, 3-16.

Mata-Alvarez, J. (2003a). Fundamentals of the anaerobic digestion process. In *Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes*, Mata-Alvarez (Ed.) IWA Publishing, London, 91 – 109.

Mata-Alvarez, J. (2003b). Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: a perspective. In: *Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes*, Mata-Alvarez (Ed.) IWA Publishing, London, 141 – 179.

Mzt.-Vituria, A., Mata-Alvarez, J. and Cecchi F. (1994). Two-phase continuous anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes. *Resources, Conservation and Recycling* 13, 257-267.

Neiva Correia, C., Vaz, F. and Torres, A. (2008). Anaerobic digestion of biodegradable waste. Operational and stability parameters for stability control. In: *Proceedings of the V Internat. Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Wastes and Energy Crops. Hammamet, May 25-28*. Session 9B- Anaerobic digestion and full scale application.

OWS (2008). *Dranco plant Terrassa (Spain)*. Consultado em 2008, Novembro 23, de <<http://www.ows.be/>>.

Pavan, P., Battistoni, P., Mata-Alvarez, J. and Cecchi, F (1999). Performance of thermophilic semi-dry anaerobic digestion process changing the feed biodegradability. In: *Proceedings of the II Internat. Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Wastes. Barcelona 15-18 June 1999*. Vol 1 , (ed. Mata Alvarez, J., Tilche, A., Cecchi, F.), 57-64. Printed by Gráficas.

Pavan, P., Atzori, G., Fatone, F. and Cecchi, F. (2008). Full scale anaerobic digestion of biowaste: energetic considerations. In: *Proceedings of the V Internat. Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Wastes and Energy Crops. Hammamet, May 25-28*. Session 9B- Anaerobic digestion and full scale application.

Poggi-Varaldo, H.M., Gomez-Cisneros, E., Fernández-Villagómez, G., Esparza-García, F. and Rinderknecht-Seijas, N. (1999). Aerobic post-composting of digestates from anaerobic digestion of

paper mill sludge and the organic fraction of municipal wastes. In: *Proceedings of the II Internat. Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Wastes. Barcelona, June 15-18*. Vol 1, Mata Alvarez, J., Tilche, A. and Cecchi, F.(Ed.) Printed by Gráficas, 258-265.

PERSU II (2007). Portaria n.º 187/2007, de 12 de Fevereiro, que aprova o Plano Estratégico dos Resíduos Sólidos Urbanos.

Regulamento (CE) n.º 1774/2002 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 3 de Outubro de 2002, que estabelece regras sanitárias relativas aos subprodutos animais não destinados ao consumo humano.

Saint-Joly C., Desbois, S. and Lotti, J.P. (1999). Determinant Impact of the Waste Collection and Composition on AD Performance: Industrial Results. In: *Proceedings of the II Internat. Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Wastes. Barcelona, June 15-18*. Vol 1 , Mata Alvarez, J., Tilche, A. and Cecchi, F.(Ed.) Printed by Gráficas, 300-307.

Sanders, W.T.M., Veeken, A.H.M., Zeeman, G. and van Lier, J.B. (2003). Analysis and optimisation of the anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste. In: *Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes, Mata-Alvarez (Ed.) IWA Publishing, London, 111 – 140*.

Techfina (2007). *Valorisation des déchets verts par biométhanisation*. Consultado em 2008, Novembro 23, de <http://www.techfina.ch/f-mainmetha.html>.

Torres A. and Vaz, F. (2007). “Case Study: The implementation of a waste collection scheme for the anaerobic digestion plant of Lisbon Area and the characteristics of the biodegradable waste”. *ISWA World Congress, Amsterdam (Holland) - September 2007*.

Tsilemou, K. and Panagiotakopoulos, D. (2006). Approximate cost functions for solid waste treatment facilities. *Waste Management Research* 24, 310-322.

Valorsul (2003). Documento balanço de massas da ETVO, refª PDF 0003, versão 5, de 19 de Abril de 2003.

Valorsul (2008) Separe – Nós tratamos do resto. Apresentação Oral. Ficheiro “Apresentação base.ppt”, de 30 de Outubro de 2008.

Vaz, F., Torres, A. and Neiva Correia, C. (2008). The Characteristics of the Biodegradable Waste for the Anaerobic Digestion Plant in Lisbon Area. In: *Proceedings of the V Internat. Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Wastes and Energy Crops. Hammamet, May 25-28. Session 9B- Anaerobic digestion and full scale application.*

Vandevivere, P., De Baere, L. and Verstraete, W. (2003). Types of anaerobic digester for solid wastes. In: *Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes, Mata-Alvarez (Ed.) IWA Publishing, London, 111 – 140.*

ANEXOS

ANEXO I – Resultados da caracterização física de resíduos

Quadro I1. Distribuição por origem e por linha dos valores obtidos nas várias campanhas realizadas em 2006.

Composição Física SC-OFMSW - Recolhidos			Municípios								Prestação de serviços				Ipodec (Extra C.)- Linha de Secos		MARL - Linha de Secos		
			Amadora - RO linha de Secos		Lisboa - RO linha de Secos		Lisboa - linha de Húmidos		Loures - Linha de Secos		RO Linha de Secos		RO Linha de Húmidos		Linha de Secos		Linha de Secos		
			% Méd.	Mg	% Méd.	Mg	% Méd.	Mg	% Méd.	Mg	% Méd.	Mg	% Méd.	Mg	% Méd.	Mg	% Méd.	Mg	
G1 - Putrescíveis	Alimentares		79,6	645	73,2	5155	68,6	431,3	73,4	1441	70,2	3775	70,6	3200	70,3	6161	77,9	776	
	Outros		3,6	29	0,2	12	0,0	0,0	0,7	13	0,5	27	1,4	61	0,1	7	3,9	39	
	Finos	<20mm	7,5	61	10,2	721	15,4	96,5	10,1	198	10,1	545	11,0	498	7,9	691	6,9	68	
				90,7	735	83,6	5888	84,0	527,9	84,1	1651	80,8	4347	82,9	3759	78,3	6858	88,6	883
G2 - Papel / Cartão	Papel		4,0	33	6,3	446	8,7	54,4	6,0	118	8,2	441	8,5	388	7,3	639	0,8	8	
	Cartão	Embalagem	0,1	1	0,7	46	0,4	2,6	1,2	23	1,4	78	0,6	29	3,5	304	5,0	50	
		Não Embalagem		0,03	0	0,1	4	0,0	0,1	0,1	2	0,1	7	0,1	4	1,2	106	0,8	8
				4,2	34	7,0	495	9,1	57,1	7,3	142	9,8	526	9,3	421	12,0	1048	6,5	65
G3 - Contaminantes	Plástico	Filme	3,6	29	6,2	436	5,6	34,9	4,8	94	5,0	268	4,4	198	2,3	206	1,8	18	
		Garrafas e Frascos	0,1	0,6	0,3	21	0,1	0,9	0,2	4	0,4	20	0,3	12	0,4	36	0,1	1	
		Outros Plásticos	0,3	2,8	0,7	52	0,5	3,1	0,7	13	0,8	41	0,7	31	2,8	242	1,1	11	
			4,0	32	7,2	509	6,2	38,9	5,7	111	6,1	329	5,3	241	5,5	483	3,0	30	
	Vidro	Embalagem	0,1	0,83	0,6	40	0,1	0,9	0,5	9	1,3	72	0,6	27	0,7	59	0,1	1	
		Não Embalagem		0,03	0,25	0,0	3	0,0	0,0	0,0	1	0,1	3	0,0	2	0,1	5	0,0	0
				0,1	1,08	0,6	43	0,1	0,9	0,5	9	1,4	75	0,6	29	0,7	64	0,1	1
	Metais	Ferrosos	0,1	0,44	0,3	21	0,1	0,9	0,2	3	0,4	24	0,2	11	0,2	16	0,1	1	
		Não Ferrosos		0,04	0,34	0,1	8	0,1	0,4	0,1	1	0,1	6	0,1	3	0,1	12	0,0	0
				0,1	0,78	0,4	29	0,2	1,3	0,2	5	0,6	30	0,3	13	0,3	27	0,1	1
	Compósitos		0,12	0,98	0,4	26,1	0,16	1,03	0,3	6	0,5	25	0,4	17	0,7	64	0,1	1	
	Têxteis		0,09	0,72	0,3	20,8	0,09	0,54	0,3	7	0,3	15	0,1	4	0,1	13	0,0	0	
	Têxteis Sanitários		0,04	0,32	0,2	10,6	0,02	0,10	0,1	3	0,1	7	0,1	3	0,1	11	0,1	1	
	Combustíveis	Madeira	0,02	0,19	0,04	3,0	0,03	0,18	0,2	4	0,05	3	0,1	5	0,4	32	1,0	10	
		Outros Combustíveis	0,04	0,30	0,1	6,7	0,03	0,21	0,1	2	0,1	5	0,1	3	0,1	7	0,0	0	
	Incombustíveis	Inertes	0,06	0,47	0,2	10,8	0,02	0,14	0,1	2	0,2	11	0,1	7	0,2	19	0,3	3	
	Resíduos Especiais	Orgânicos embalados	0,53	4,33	0,0	0,0	0	0	1,0	19	0,1	4	0,7	31	1,5	136	0,0	0	
		Outros Res. Especiais		0,01	0,08	0,0	1,1	0,01	0,03	0,0	1	0,1	5	0,0	1	0,0	3	0,0	0
				0,9	7	1,1	79	0,4	2,2	2,2	44	1,4	74	1,5	70	3,2	283	1,7	17
			100,0	810	100,0	7044	100,0	628	100,0	1963	100,0	5381	100,0	4533	100,0	8764	100,0	996	
Total de Contaminantes			5,1	42	9,4	660	6,9	43,4	8,6	169	9,4	508	7,8	353	9,8	858	4,5	45	
Nº de amostras caracterizadas			21		59		26		51		36		70		47		25		

Obs.: Valores em percentagem do peso
Período de análise compreendido entre Janeiro e Dezembro de 2006

Composição Física média ponderada SC-OFMSW Recolhidos				Linha Húmidos		Linha Secos	
				Mg	%	Mg	%
G1 - Putrescíveis	Alimentares			7490,6	72,7	14092,6	71,1
	Outros			139,5	1,4	48,4	0,2
	Finos	<20mm		1063,2	10,3	1815,5	9,2
				8693,3	84,4	15956,4	80,5
G2 - Papel / Cartão	Papel			689,8	6,7	1436,5	7,2
	Cartão	Embalagem		109,3	1,1	423,4	2,1
		Não Embalagem		14,0	0,1	115,7	0,6
				813,1	7,9	1975,6	10,0
G3 - Contaminantes	Plástico	Filme		472,4	4,6	811,9	4,1
		Garrafas e Frascos		22,4	0,2	71,2	0,4
		Outros Plásticos		72,5	0,7	323,7	1,6
				567,4	5,5	1206,8	6,1
	Vidro	Embalagem		48,2	0,5	161,8	0,8
		Não Embalagem		3,2	0,0	10,2	0,1
				51,4	0,5	172,0	0,9
	Metais	Ferrosos		21,2	0,2	55,3	0,3
		Não Ferrosos		6,9	0,1	24,0	0,1
				28,1	0,3	79,3	0,4
	Compósitos			31,8	0,3	109,4	0,6
	Têxteis			16,2	0,2	44,9	0,2
	Têxteis Sanitários			8,6	0,1	26,5	0,1
	Combustíveis	Madeira		18,7	0,2	38,4	0,2
		Outros Combustíveis		6,7	0,1	16,6	0,1
	Incombustíveis	Inertes		15,4	0,1	37,8	0,2
	Resíduos Especiais	Pilhas e Acumuladores		44,6	0,4	149,1	0,8
		Outros Res. Especiais		1,9	0,0	9,3	0,0
				143,9	1,4	431,8	2,2
			10297,1	100,0	19822	100,0	
Total de Contaminantes			791	7,7	1890	9,5	

Quadro I.2. Distribuição por origem e por linha dos valores obtidos nas várias campanhas realizadas em 2007.

Composição Física SC-OFMSW - Recolhidos			Municípios								Prestação de serviços				Ipodec (Extra C.)- Linha de Secos		MARL - Linha de Secos	
			Amadora - RO linha de Secos		Lisboa - RO linha de Secos		Lisboa - linha de Húmidos		Loures - Linha de Secos		RO Linha de Secos		RO Linha de Húmidos		% Méd.	Mg	% Méd.	Mg
			% Méd.	Mg	% Méd.	Mg	% Méd.	Mg	% Méd.	Mg	% Méd.	Mg	% Méd.	Mg				
G1 - Putrescíveis	Alimentares		76,0	699	70,7	2576	67,2	291,7	72,9	709	70,3	2141	70,7	1750	66,0	2694	81,1	262
	Outros		3,1	29	0,1	3	0,0	0,1	0,2	2	0,2	6	0,9	23	0,0	2	3,5	11
	Finos	<20mm	10,6	97	10,8	394	14,4	62,6	9,5	92	11,3	343	11,3	280	10,8	441	4,6	15
			89,7	825	81,6	2973	81,6	354,4	82,6	803	81,7	2489	82,9	2053	76,8	3136	89,2	288
G2 - Papel / Cartão	Papel		5,8	53	7,3	265	6,2	27,0	5,8	56	7,7	234	7,1	176	6,1	247	0,7	2
	Cartão	Embalagem	0,1	1	0,8	30	1,2	5,3	1,9	19	1,3	40	0,8	20	5,3	215	4,2	14
		Não Embalagem	0,0	0	0,3	9	0,0	0,0	0,1	1	0,2	5	0,1	1	1,0	42	0,3	1
			5,9	55	8,3	304	7,4	32,3	7,8	76	9,2	279	7,9	197	12,4	504	5,2	17
G3 - Contaminantes	Plástico	Filme	3,5	33	6,4	232	8,6	37,3	5,4	53	5,0	153	5,1	126	2,4	97	3,0	10
		Garrafas e Frascos	0,1	1	0,3	12	0,3	1,3	0,2	2	0,4	11	0,3	7	0,0	0	0,1	0
		Outros Plásticos	0,4	3	0,9	33	1,1	4,9	0,8	8	0,8	26	0,7	16	3,5	143	0,7	2
			3,9	36	7,6	277	10,0	43,5	6,4	63	6,2	189	6,0	149	5,9	240	3,7	12
	Vidro	Embalagem	0,06	0,58	0,6	23	0,1	0,3	0,5	5	0,9	29	0,6	14	0,7	27	0,3	1
		Não Embalagem	0,01	0,07	0,04	2	0,0	0,0	0,0	0	0,1	2	0,0	1	0,0	1	0,0	0
			0,07	0,65	0,7	24	0,1	0,3	0,5	5	1,0	31	0,6	15	0,7	28	0,3	1
	Metais	Ferrosos	0,046	0,42	0,5	18	0,2	0,7	0,2	2	0,4	14	0,2	6	0,2	6	0,1	0
		Não Ferrosos	0,018	0,16	0,1	5	0,0	0,0	0,1	1	0,1	3	0,1	2	0,1	5	0,0	0
			0,06	0,58	0,6	22	0,2	0,7	0,3	3	0,5	17	0,3	7	0,3	12	0,1	0
	Compósitos		0,08	0,7	0,4	15	0,3	1,3	0,4	4	0,5	14	0,2	6	0,6	24	0,1	0
	Têxteis		0,16	1,5	0,3	11	0,0	0,1	0,2	2	0,3	8	0,1	4	0,2	10	0,0	0
	Têxteis Sanitários		0,01	0,1	0,1	4	0,0	0,0	0,1	1	0,1	2	0,1	1	0,2	8	0,2	1
	Combustíveis	Madeira	0,02	0,2	0,1	3	0,0	0,0	0,2	2	0,1	3	0,1	3	0,5	20	1,2	4
		Outros Combustíveis	0,02	0,1	0,1	2	0,1	0,3	0,1	1	0,1	3	0,1	2	0,1	4	0,0	0
	Incombustíveis	Inertes	0,01	0,1	0,2	8	0,0	0,0	0,1	1	0,2	7	0,1	3	0,2	7	0,0	0
		Org.embalados e ossos	0	0	0,02	1	0,3	1,2	1,1	11	0,2	7	1,4	35	1,8	74	0,0	0
	Resíduos Especiais	Outros Res. Especiais	0,001	0,01	0,01	0	0,0	0,1	0,1	1	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0
			0,3	3	1,2	44	0,7	3,0	2,4	23	1,5	45	2,2	54	3,6	147	1,5	5
	Total de Contaminantes		100,0	920	100,0	3644	100,0	434	100,0	973	100,1	3049	100,0	2475	100,0	4067	100,0	323
	Nº de amostras caracterizadas		4,4	40	10,1	368	10,9	47,5	9,6	93	9,2	281	9,1	225	10,8	441	5,6	18
			18		67		4		51		48		29		33		3	

Obs.: Valores em percentagem do peso
Período de análise: Ano de 2007

Composição Física média ponderada SC-OFMSW - Recolhidos			Linha Húmidos		Linha Secos		
			Mg	%	Mg	%	
G1 - Putrescíveis	Alimentares		4216,5	72,0	9080,8	70,0	
	Outros		64,5	1,1	51,9	0,4	
	Finos	<20mm	632,2	10,8	1382,3	10,7	
			4913,2	83,9	10515,0	81,0	
G2 - Papel / Cartão	Papel		374,4	6,4	857,7	6,6	
	Cartão	Embalagem	59,2	1,0	318,7	2,5	
		Não Embalagem	6,2	0,1	58,6	0,5	
			439,9	7,5	1235,0	9,5	
G3 - Contaminantes	Plástico	Filme	309,1	5,3	575,9	4,4	
		Garrafas e Frascos	14,4	0,2	26,6	0,2	
		Outros Plásticos	41,2	0,7	214,7	1,7	
			364,7	6,2	817,0	6,3	
	Vidro	Embalagem	26,3	0,4	85,6	0,7	
		Não Embalagem	1,3	0,02	4,5	0,03	
			27,6	0,5	90,1	0,7	
	Metais	Ferrosos	14,0	0,24	40,0	0,3	
		Não Ferrosos	3,6	0,06	13,9	0,1	
			17,7	0,3	53,9	0,4	
	Compósitos		15,3	0,3	58,5	0,5	
	Têxteis		9,9	0,2	32,6	0,3	
	Têxteis Sanitários		4,1	0,1	16,2	0,1	
	Combustíveis	Madeira	9,3	0,2	31,5	0,2	
		Outros Combustíveis	3,4	0,1	9,9	0,1	
	Incombustíveis	Inertes	5,7	0,1	22,3	0,2	
		Org.embalados e ossos	41,8	0,7	92,5	0,7	
	Resíduos Especiais	Outros Res. Especiais	1,0	0,0	2,5	0,0	
			90,5	1,5	266,0	2,0	
	Total de Contaminantes		5853,5	100,0	12977	100,0	
			500	8,5	1227	9,5	

Quadro I.3 - Quantitativos de OFMSW recolhidos por origem em 2006 e 1º semestre de 2007.

Recolha Total de OFMSW - 2006

Mês	SC -OFMSW												
	Municípios (Mg)						Valorsul (Mg)			Particulares (MG)			Total mensal
	Amadora	Lisboa - RO linha de secos	Lisboa - linha de Húmidos	Sub-Total Lisboa	Loures	Total	RO Linha de secos	RO Linha de húmidos	Total	IPODEC	MARL	Outros	
Jan	59	504	55	559	174	791	345	346	691	626	42	26	2.176
Fev	55	519	49	568	154	777	380	344	724	525	41	33	2.099
Mar	77	655	60	716	187	979	481	464	945	607	56	47	2.633
Abr	60	554	42	596	157	813	425	362	787	725	113	32	2.470
Mai	64	631	52	683	182	929	479	450	928	774	104	41	2.775
Jun	65	601	55	656	164	885	441	393	834	647	116	38	2.520
Jul	45	615	42	657	172	874	465	344	809	579	154	73	2.489
Ago	47	520	47	567	120	735	414	303	717	795	36	84	2.367
Set	54	603	56	659	162	875	491	376	866	807	48	78	2.675
Out	66	631	60	691	185	942	492	419	911	905	122	75	2.956
Nov	110	627	56	682	162	954	493	423	916	1.073	115	67	3.126
Dez	107	583	55	637	146	890	478	309	786	702	49	73	2.500
TOTAL	810	7.044	628	7.672	1.963	10.445	5.381	4.533	9.914	8.764	996	667	30.786

Recolha Total de OFMSW - 2007

Mês	SC -OFMSW												
	Municípios (Mg)						Valorsul (Mg)			Particulares (Mg)			Total mensal
	Amadora	Lisboa - RO linha de secos	Lisboa - linha de Húmidos	Sub-Total Lisboa	Loures	Total	RO Linha de secos	RO Linha de húmidos	Total	IPODEC	MARL	Outros	
Jan	127	588	80	668	168	963	484	375	859	622	36	64	2.544
Fev	120	543	59	602	155	876	451	361	812	496	47	66	2.297
Mar	154	648	73	721	179	1.054	550	448	998	1.027	72	76	3.228
Abr	149	584	69	654	148	951	472	391	863	637	99	54	2.604
Mai	182	655	82	737	163	1.082	577	483	1.059	739	32	60	2.973
Jun	189	626	70	697	160	1.045	512	417	929	561	37	78	2.651
TOTAL	920	3.644	434	4.079	973	5.972	3.046	2.475	5.521	4.082	323	399	16.296

ANEXO II – Composição físico-química da SC - OFMSW

Quadro II.1 - Resultados das campanhas exteriores de determinação da composição fisco-química dos resíduos entregues na ETVO.

<i>Parâmetros</i>	Matéria Seca	COT	Azoto Total	Fósforo Total
	[%]	[% mat. seca]	[% mat. seca]	[g/kg dm]
VALORSUL	32,1	49,1	1,6	2,5
VALORSUL	32,9	44,6	2,3	1,9
VALORSUL	23,8	32,9	2,5	2,7
VALORSUL	24,2	46,0	5,0	3,1
VALORSUL	22,6	41,3	1,9	3,0
VALORSUL	25,0	52,0	1,2	2,3
VALORSUL	24,4	45,4	3,0	7,0
VALORSUL	21,3	46,4	2,9	19,7
VALORSUL	28,0	38,2	12,1	-
VALORSUL	21,0	42,1	2,1	-
VALORSUL	24,6	50,1	2,0	3,6
VALORSUL	26,1	35,7	5,1	18,2
VALORSUL	29,2	44,1	2,8	3,3
VALORSUL	33,0	46,9	3,7	4,1
LISBOA	34,1	46,2	2,3	2,8
LISBOA	22,4	21,4	2,4	8,8
LISBOA	25,9	45,0	2,7	2,5
LISBOA	38,6	50,1	2,4	1,9
LISBOA	27,3	50,3	3,8	2,8
LISBOA	26,9	34,7	3,1	2,5
LISBOA	25,0	42,3	8,5	2,5
LISBOA	30,2	38,6	2,9	2,5
LISBOA	34,1	46,2	2,3	2,8
LISBOA	22,4	21,4	2,4	8,8
LISBOA	25,9	45,0	2,7	2,5
LISBOA	38,6	50,1	2,4	1,9
LISBOA	26,9	34,7	3,1	2,5
LISBOA	25,0	42,3	8,5	2,5
LISBOA	30,2	38,6	2,9	2,5
LISBOA	28,2	45,7	1,1	2,0
LISBOA	28,6	43,8	2,3	2,9
LISBOA	32,8	45,9	3,8	4,5
LISBOA	32,1	46,5	2,5	3,7
LISBOA	26,3	46,9	3,2	-
LISBOA	27,7	41,1	2,7	-
LISBOA	31,5	43,6	2,5	-
IPODEC	38,5	45,9	3,7	2,3
IPODEC	24,9	35,7	5,7	20,2
IPODEC	29,4	39,2	2,3	4,2
IPODEC	32,9	45,8	2,9	3,1
IPODEC	24,0	37,3	2,1	3,3
IPODEC	22,2	44,6	3,1	4,3
IPODEC	29,0	47,0	2,2	2,3
IPODEC	14,1	42,5	4,5	5,7
IPODEC	33,0	28,4	2,4	2,1
IPODEC	22,5	34,0	3,2	-
IPODEC	23,5	42,6	3,7	-
IPODEC	22,2	43,9	3,8	-
IPODEC	31,3	36,3	6,2	-
IPODEC	25,9	41,7	2,9	-
AMADORA	20,8	45,4	8,2	-
AMADORA	22,1	47,0	3,4	5,2
LOURES	29,7	41,4	5,6	2,6
LOURES	29,7	41,4	5,6	2,6
LOURES	32,7	45,7	2,2	-
Média	27,6	42,2	3,5	4,5
Máximo	38,6	52,0	12,1	20,2
Mínimo	14,1	21,4	1,1	1,9
Desvio padrão	5,0	6,4	2,0	4,4
Percentile 75	31,4	46,1	3,7	4,1
Percentile 25	24,1	38,9	2,3	4,3
Nº amostras	55,0	55,0	55,0	55,0

**ANEXO III – Evolução das características físico-químicas da SC-
OFMSW com a variação da temperatura exterior**

Quadro III.1 - Evolução das características físico-químicas da SC-OFMSW com a variação da temperatura exterior durante 2007 (valores médios mensais)

Parâmetros	2007											
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Temperatura (°C)	13,8	15,8	17,9	20,4	22,1	24,2	28,1	28,3	27,4	23,9	19,1	14,3
TS %	26,1	26,6	28,0	29,0	27,3	25,6	22,6	27,2	24,7	26,9	27,0	26,1
TVS, % TS	82,0	83,7	74,1	68,2	77,8	81,3	71,3	80,9	81,2	74,2	82,6	76,5
TCOD (g/L)	127,9	118,0	123,4	101,2	113,1	121,3	117,1	114,7	106,4	110,2	107,6	102,0
SCOD (g/L)	66,1	61,5	61,8	50,4	54,3	55,8	57,4	55,2	51,1	48,8	46,2	50,2
SCOD/TCOD	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,4	0,4	0,5
VFA (g/L Ac)	20,7	21,0	19,1	18,1	20,6	20,8	21,0	18,6	19,8	17,9	16,6	15,2
Mg processados	1821,9	2321,8	3151,2	1834,7	2864,6	2379,9	2251,5	2483,4	2179,6	2487,7	1788,5	2188,9

Quadro III.2 - Evolução das características físico-químicas da OFMSW com a variação da temperatura exterior (Cecchiet *et al* 2003).

Parâmetros	Out-Jan	Fev-Mai	Mai-Jun	Jun-Jul	Jul-Ago	Ago-Set	Set-Nov	Nov-Dez	Dez-Fev
T°C	12,6	7,5	21,4	22,2	24,5	23,1	15,1	8,8	7,1
TS, %	9,54	9,36	9,63	9,47	8,86	10,58	10,34	10,26	9,73
TVS, % TS	91,5	94,5	89,2	88,9	90	92,2	90,6	90,9	91,2
TCOD (g/kg)	99,2	101,3	100,4	88,7	95,5	108,6	106,7	108,5	101,7
SCOD (g/kg)	39,3	53,3	45,1	44,4	42,7	49,7	51,7	51,2	60,1
SCOD/TCOD	0,4	0,5	0,4	0,5	0,4	0,5	0,5	0,5	0,6
TVFA (g COD/L)	4,092	4,256	3,948	3,41	4,062	7,563	3,023	3,931	4,563

ANEXO IV – Exercício de determinação dos custos de investimento

1º Cenário - Redução da linha em função das quantidades reais produzidas

	Projecto (Mg)	Real 2007 (Mg)
Resíduos processados	60.000	27.750
Quantidades de composto	14.700	471
Produção de composto face aos dados reais de 2007	1.018	factor de segurança considerado: 1,5

1,7% (% de composto final tendo em conta dos resíduos reais processados em 2007)
1.528

Nota: Para efeitos de dimensionamento considerou-se **1500 Mg/ano**

Balanço de Massas (BM) determinação da perda de material entre e após pré-compostagem, pós-compostagem e afinação

	Dados projecto (Mg/ano)	% Material removido (em função das quantidades de projecto)	Dados reais (Mg/ano)
Corrente 41+93+42 (entrada pré compostagem)	36.022	-	3.744
Corrente 45 (entrada pos compostagem)	21.102	0,414	2.193
Corrente 46 (entrada afinação)	20.124	0,046	2.092
Corrente 49 (composto final)	14.700	0,270	1.528

De acordo com o projecto das 60 000 Mg de SC-OFMSW processadas, 25% destes resíduos são transformados em composto final. Na realidade essa percentagem representa apenas 1,7%.

Segundo Tsilemou & Panagiotakopoulos (2006) o custo de investimento da pós-compostagem é caracterizado pela seguinte função (para uma escala compreendida entre 2000 e 100 000 Mg/ano)

$$Y=2000 \cdot X^{(0,76)} \quad \text{investimento (euro) pré-compostagem}$$

$$Y=4000 \cdot X^{(0,66)} \quad \text{investimento (euro) pós-compostagem}$$

Então:

Custo investimento com base nos dados de projecto

5.807.932,23 €	investimento (euro) pré-compostagem
2.858.337,98 €	investimento (euro) pós-compostagem
8.666.270,21 €	Custo total projecto (1)

Custo investimento com base nos dados reais

1.039.427,29 €	investimento (euro) pré-compostagem
641.513,13 €	investimento (euro) pós-compostagem
1.680.940,42 €	Custo total real (2)

6.985.329,79 € Custo total evitado (1)-(2)

2º Cenário - Redução e simplificação da linha (abandono do processo de pós-compostagem)

custo redução da linha + abandono pós-compostagem = custo investimento pré-compostagem =

1.039.427,29 € (3)

7.626.842,92 € Custo total evitado (1)-(3)

Custos de investimento (€) - Resumo			
	Pré-compostagem	Pós-compostagem	Total
Custos com base nos Valores projecto	5.807.932,23 €	2.858.337,98 €	8.666.270,21 €
Custos com base nas Quantidades reais	1.039.427,29 €	641.513,13 €	1.680.940,42 €
Custos evitados 1º Cenário	-	-	6.985.329,79 €
Custos evitados 2º Cenário	-	-	7.626.842,92 €